



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

**PROGRAMA DE DOCTORADO**

**RECURSOS NATURALES Y GESTIÓN SOSTENIBLE**

**TESIS DOCTORAL**

**Las arañas no formadoras de tela como agentes de control natural de plagas de lepidópteros en ecosistemas de algodón y de encinar en el sur de España.**

DOCTORANDO: ASNAKE GELAN BEGNA

DIRECTORES: DR. ENRIQUE VARGAS OSUNA  
DR. SERGIO PÉREZ GUERRERO

DICIEMBRE, 2014

TITULO: *Las arañas no formadoras de tela como agentes de control natural de plagas de lepidópteros en ecosistemas de algodón y de encinar en el sur de España*

AUTOR: *Asnake Gelan Begna*

---

© Edita: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba. 2015  
Campus de Rabanales  
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A  
14071 Córdoba

[www.uco.es/publicaciones](http://www.uco.es/publicaciones)  
[publicaciones@uco.es](mailto:publicaciones@uco.es)

---



UNIVERSIDAD DE CORDOBA

**PROGRAMA DE DOCTORADO**

**RECURSOS NATURALES Y GESTIÓN SOSTENIBLE**

**TESIS DOCTORAL**

**Las arañas no formadoras de tela como agentes de control natural de plagas de lepidópteros en ecosistemas de algodón y de encinar en el sur de España.**

Tesis presentada por Asnake Gelan Begna en satisfacción de los requisitos necesarios para optar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba, dirigida por Dr. Enrique Vargas Osuna y Dr. Sergio Pérez Guerrero, del Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales de la Universidad de Córdoba (España).

Los Directores de la tesis

Enrique Vargas Osuna

Sergio Pérez Guerrero

El Doctorando

Asnake Gelan Begna

Córdoba, Diciembre 2014



**TÍTULO DE LA TESIS:** Las arañas no formadoras de tela como agentes de control natural de plagas de lepidópteros en ecosistemas de algodón y de encinar en el sur de España.

**DOCTORANDO:** ASNAKE GELAN BEGNA

**INFORME RAZONADO DEL/DE LOS DIRECTOR/ES DE LA TESIS**

(se hará mención a la evolución y desarrollo de la tesis, así como a trabajos y publicaciones derivados de la misma).

La Tesis Doctoral se ha desarrollado de acuerdo al plan de investigación previsto y el doctorando ha realizado las investigaciones con plena dedicación. Se ha revisado convenientemente la literatura científica relativa al tema de Tesis y se han cubierto los objetivos planteados. Los resultados obtenidos, una vez contrastados con la bibliografía científica, han permitido interesantes aportaciones en el área de la Protección Vegetal.

Los resultados de la Tesis han dado lugar a la publicación de tres artículos (y uno más en fase de su aceptación) en revistas científicas indexadas, así como a tres comunicaciones en el Congreso Nacional de Entomología Aplicada.

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral.

Córdoba, 21 de Noviembre de 2014

Firma del/de los director/es

Fdo.: Enrique Vargas Osuna

Fdo.: Sergio Pérez Guerrero



*A mi mujer Hana Balcha Oda,  
a mis hijos Beamlak Asnake Gelan (Abi),  
a Betelhem Asnake Gelan (Bety),  
a mi madre y a mis hermanos.*

## ***Agradecimientos***

A mis directores de Tesis Dr. Sergio Pérez Guerrero y Dr. Enrique Vargas Osuna por sus enseñanzas, consejos y ánimos continuos en la realización de esta Tesis.

Al Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales por permitirme la posibilidad de realizar el periodo de doctorado en sus instalaciones e infraestructura.

A la Dra. Helena A. Gómez Macpherson, Científica Titular del Instituto de Agricultura Sostenible (IAS) del CSIC, por facilitarme la parcela experimental de algodón en donde se realizaron los muestreos de campo.

A Rafael Tamajón por su inestimable participación en la determinación taxonómica de los ejemplares recogidos en campo.

Al Dr. Alberto Redondo Villa, del Departamento Zoología de la Universidad de Córdoba por la aportación del equipo de video y por la ayuda recibida durante la realización y visualización de los ensayos de tiempo de reacción de las arañas.

A la Dra. Ángeles Alonso Moraga del Departamento de Genética de la Universidad de Córdoba por suministrarme la población de *Drosophila melanogaster* para la realización de los ensayos de preferencia.

Al Dr, Hani K. Aldebis, por su colaboración y consejos durante el desarrollo de la Tesis.

Al grupo de Entomología Agroforestal porque en todo momento me han hecho sentir acompañado y por la amistad que me han brindado. En especial a M<sup>a</sup> Dolores Ortega por su ayuda en los muestreos de campo.

## RESUMEN

La importancia de los enemigos naturales de los fitófagos en la limitación de las poblaciones de plagas ha sido ampliamente demostrada en diferentes ecosistemas agrícolas y forestales, pero se conoce muy poco sobre el papel de los arácnidos como depredadores de otros artrópodos en los ecosistemas productivos, en particular de las arañas no formadoras de redes de seda que pueden contribuir al control biológico natural de poblaciones de importantes plagas, principalmente huevos y larvas de los fitófagos.

Para este trabajo se han seleccionado dos ecosistemas de importancia económica en el Sur de España, el cultivo del algodón y el encinar de dehesa, en los que destacan como plagas principales especies de lepidópteros cuyos huevos y larvas son susceptibles de ser depredados por las arañas no formadoras de redes de seda.

Se ha estudiado la presencia e importancia relativa de estos arácnidos, su capacidad depredadora sobre lepidópteros y la compatibilidad con otros depredadores presentes en el ecosistema, así como el efecto que pueden tener los tratamientos insecticidas sobre este grupo de depredadores. Los objetivos concretos han sido estudiar: 1) La importancia relativa de los grupos de arañas en los ecosistemas de algodón y de encinar de dehesa; 2) El potencial depredador de las especies de arañas más abundantes en el algodón sobre larvas de lepidópteros; 3) La depredación intragremial y su influencia sobre el control del fitófago: el caso de *Cheiracanthium pelasgicum* y *Chrysoperla carnea* sobre larvas de *Helicoverpa armigera*; y el caso de *Cheiracanthium pelasgicum* y *Orius laevigatus* sobre huevos de *H. armigera*; y 4) Los efectos letales y subletales sobre *Phylodromus buxi* de la acción por contacto de los insecticidas autorizados para el control de plagas de lepidópteros en encinar de dehesa.

La tasa de depredación relativa y preferencia de la comunidad de arañas que habitan el algodón en el sur de España para dos de las principales plagas de algodón, *H. armigera* y *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Noctuidae), han sido estudiadas en condiciones de laboratorio. Primero se llevó a cabo un ensayo de no preferencia para comparar la tasa de depredación entre familias y especies de arañas cazadoras, proporcionándole 10 larvas neonatas de *H. armigera* o *S. littoralis* y observando la depredación después de 2 h, 4 h, 8 h, y 24 h. En un segundo ensayo, el díptero *Drosophila melanogaster*, presa alternativa muy palatable para arañas, fue usada para determinar el grado de preferencia frente a las dos especies de lepidópteros. El promedio de larvas de lepidópteros consumidas por las arañas cazadoras después de 24 horas fue de  $8.57 \pm 0.25$ . Como era de esperar, las arañas no tuvieron preferencia por ninguna de las dos especies. Los resultados han demostrado que las arañas corredoras de familia Miturgidae (representada por *C. pelasgicum*) y Philodromidae consumieron significativamente mayor proporción de larvas que las arañas pertenecientes a la familia de Thomisidae después de 2 y 24 h, respectivamente. En el ensayo de preferencia de presa, *C. pelasgicum* mostró una alta preferencia por las larvas de lepidópteros, mientras que Thomisidae y Oxyopidae no mostraron diferencias significativas en su preferencia por las larvas de lepidópteros y *D. melanogaster*. Además, a medida que avanzaba la secuencia del ataque, *C. pelasgicum* mostró una clara tendencia a la alternancia de presa mientras Thomisidae, y con más irregularidad Oxyopidae, mantuvieron su preferencia por *D. melanogaster*. Este resultado confirma el considerable valor potencial de algunas

arañas corredoras (ej. *C. pelasgicum*) en el control biológico de lepidópteros plagas de algodón y el bajo impacto relativo de otras arañas cazadoras, por ejemplo Thomisidae.

La depredación intragremial (DPI) entre artrópodos depredadores puede reducir el control de las plagas y poner en peligro su acción conjunta y la compatibilidad de estos grupos de enemigos naturales. La DPI unidireccional y bidireccional es un fenómeno muy amplio que ocurre en varios taxones y hábitats. El efecto de DPI entre dos de los principales enemigos naturales de plagas del algodón, la araña *C. pelasgicum* y las larvas de crisopa *C. carnea*, ha sido estudiado en condiciones de laboratorio. En un ensayo de preferencia de presa se determinó el grado de preferencia de *C. pelasgicum* entre larvas de *C. carnea* y larvas de segundo estadio de *H. armigera* como presa alternativa. *C. pelasgicum* no mostró diferencias significativas en su preferencia por ninguna de las dos especies, indicando que esta especie puede tener un impacto negativo sobre las poblaciones de crisopa. El efecto de interacción de ambos depredadores en el consumo de larvas de *H. armigera* ha sido estudiado usando tres combinaciones de tratamientos y (control sin depredador): (1) araña sola, (2) larva de crisopa sola, (3) araña + larva de crisopa. Los resultados revelaron que no existe efecto aditivo y se detectó una interacción antagonista entre *C. pelasgicum* y las larvas de *C. carnea* que afectó claramente a la supresión de larvas de *H. armigera*; ambos depredadores mostraron baja tasa de depredación cuando se mantuvieron juntos con respecto a su acción en solitario. No obstante, la mayor capacidad depredadora de la araña hizo que, a pesar de la presencia de larvas de crisopa, y la subsecuente DPI unidireccional, ésta mantuviera la tasa de depredación sobre el fitófago. Finalmente, la tasa de depredación de *C. pelasgicum* sobre las larvas de crisopa fue muy baja ( $2.35 \pm 0.71$  huevos, 24 h después del ofrecimiento) indicando que el impacto de *C. pelasgicum* sobre las poblaciones de crisopa en campo puede ser limitado.

Para estudiar la depredación intragremial de *C. pelasgicum* y *O. laevigatus* como depredadores potenciales de huevos de lepidópteros, en el cultivo de algodón en el sur de España, y su efecto en el control de huevos de *H. armigera*, se han realizado ensayos de laboratorio con el uso de microcosmos. El efecto de la interacción de los depredadores y la densidad de huevos de *H. armigera* en hojas de algodón fue estudiado usando tres combinaciones de tratamientos (más el control sin depredador): (1) araña sola, (2) *Orius* solo, (3) araña+*Orius*; y dos densidades de huevos: 6 y 12 huevos por planta. Se observó una intensa DPI unidireccional de *C. pelasgicum* sobre *O. laevigatus* en las plantas, con más del 90% de *Orius* depredados por las arañas en 24 horas. Los resultados también han revelado que no existe efecto aditivo y hay una interacción antagonista entre *C. pelasgicum* y *O. laevigatus*, que afectó notablemente el consumo de huevos de *H. armigera*, aunque la acción conjunta de ambos depredadores mostró significativamente una mayor tasa de depredación que el tratamiento de araña sola. La densidad de huevos no afectó el control por parte de los depredadores pero relajó significativamente la intensidad de DPI más de 12%. En un segundo ensayo se estudió la influencia de la actividad depredadora diurna/nocturna en la DPI y su influencia en el control potencial de huevos de *H. armigera*. Los resultados obtenidos mostraron que la depredación de la araña sobre huevos se realizó principalmente por la noche mientras *Orius* mantuvo su actividad depredadora durante las 24 horas. Se confirmó que la acción conjunta de ambos depredadores tuvo un efecto no aditivo como consecuencia de

una interacción antagonista, principalmente causada por la intensa DPI de *C. pelasgicum* sobre *O. laevigatus*, tanto durante el día como en la noche

Anualmente insecticidas químicos de amplio espectro de acción y otros insecticidas más selectivos se utilizan en tratamientos foliares contra los lepidópteros defoliadores en las dehesas del sur de España, uno de los ecosistemas forestales más extensos en la cuenca mediterránea. Con el objetivo de analizar el impacto negativo de estos tratamientos sobre artrópodos beneficiosos, se ha estudiado en laboratorio el efecto de la aplicación de tres insecticidas sobre *P. buxi* (Araneae: Philodromidae), la especie más abundante en los encinares del sur de España. La Cipermetrina en aplicación tópica fue el insecticida más nocivo, causando alrededor del 90% de mortalidad 96 horas después del tratamiento, mientras que Flufenoxuron (regulador de crecimiento de los insectos) causó alrededor del 45% de mortalidad, y *Bacillus thuringiensis* no causó mortalidad alguna. Flufenoxuron produjo una clara alteración de la capacidad depredadora de *P. buxi*, aumentando el tiempo de reacción de las arañas tratadas, y una mortalidad adicional asociada al proceso de muda. *Bacillus thuringiensis*, sin embargo, no causó efecto alguno en el tiempo de reacción, crecimiento o muda. Estos resultados claramente indican que *B. thuringiensis* es el insecticida más adecuado para conservar la población de *P. buxi* en las dehesas de sur de España.

## SUMMARY

The importance of natural enemies in limiting pest populations has been widely demonstrated in different agricultural and forest ecosystems, but little is known about the role of spiders as predators of other arthropods in productive ecosystems, particularly on non-forming web spiders can contribute to the natural biological control of major pests populations, mainly eggs and larvae of phytophagous. For this work we have selected two economically important ecosystems in southern Spain, the cotton crops and woodland (known as *dehesa*), which are infested by lepidopteran species. We have studied the presence and importance of these arachnids, its predatory capacity on Lepidoptera, its compatibility with other predators of the ecosystem, and the potential effect of insecticide treatments on these spiders. The specific objectives were to study: 1) The relative importance of spider groups in cotton and *dehesa* ecosystems; 2) The potential predation of the spider species more abundant in cotton on lepidopteran larvae; 3) The intragremial predation and its influence on extragremial prey: *Cheiracanthium pelasgicum* and *Chrysoperla carnea* on *Helicoverpa armigera* larvae; and *Orius laevigatus* and *Cheiracanthium pelasgicum* on *H. armigera* eggs on; and 4) The lethal and sublethal effects on *Phylodromus buxi* treated by insecticides authorized to control lepidopteran pests in *dehesa*.

The relative feeding rates and preferences of a hunting-spider assemblage inhabiting southern Spanish cotton fields for two major cotton pests, *Helicoverpa armigera* (Hübner) and *Spodoptera littoralis* (Boisdubal) (Lepidoptera: Noctuidae), were analyzed under laboratory conditions. First, a no-choice feeding test was used to determine relative feeding rates for hunting-spider families and species, offering a fixed number of 10 neonate larvae of *H. armigera* or *S. littoralis* and observing predation after 2 h, 4 h, 8 h, and 24 h. In a second test, *Drosophila melanogaster*, a very palatable alternative prey, was used to determine the degree of preference for cotton pest larvae. The mean number of first-instar lepidoptera larvae consumed by hunting spiders after 24 h was  $8.57 \pm 0.25$ . As expected, spiders showed no preference for either of the two cotton pest species *H. armigera* and *S. littoralis* over the other. Results also showed that cursorial spiders of the families Miturigidae (represented here by *Cheiracanthium pelasgicum*) and Philodromidae consumed significantly higher percentages of larvae than crab spiders belonging to the Thomisidae family after 2 h and 24 h, respectively. In the prey choice test, *C. pelasgicum* displayed a strong preference for cotton pest larvae while Thomisidae and Oxyopidae showed no significant preference. In addition, as the attack sequence progressed, *C. pelasgicum* showed a clear tendency towards the alternation of prey while Thomisidae, and more irregularly Oxyopidae, maintained their preference for *D. melanogaster*. These findings confirmed both the considerable potential value of some cursorial spiders (e.g. *C. pelasgicum*) in the biological control of lepidopteran cotton pests and the relatively low impact of other hunting spiders, e.g. Thomisidae, on pests of this kind.

Antagonist interactions such as intraguild predation (IGP) or cannibalism among predatory arthropods can reduce the impact of these invertebrates on pest limitation in agroecosystems. Here, the effects of IGP between two major natural enemies of cotton pests, the cursorial spider *Cheiracanthium pelasgicum* (C.L. Koch) and the common green lacewing *Chrysoperla carnea* (Stephens), were studied under laboratory conditions. First, a feeding preference test was carried out to determine the degree of *C. pelasgicum* preference for lacewing larvae, using second-instar *Helicoverpa armigera* larvae as alternative prey. In a second bioassay, the effects of predator interactions on potential predation of *H. armigera* larvae were analysed using three treatment



combinations (plus a control with no predator): (1) spider alone, (2) lacewing larvae alone, (3) spider + lacewing larvae. Potential predation by *C. pelasgicum* on lacewing eggs was also studied. *C. pelasgicum* showed no significant preference for either of the two species, indicating that this spider may impact negatively on the Green lacewing population. Findings revealed no additive effects and an antagonist interaction between *C. pelasgicum* and green lacewing larvae, which adversely affected *H. armigera* suppression; both predators displayed lower predation rates when kept together than either predator alone. However, presence of lacewing larvae and subsequent unidirectional IGP did not affect the predation capacity of *C. pelasgicum*. Finally, predation rates of *C. pelasgicum* on lacewing eggs were very low (mean  $2.35 \pm 0.71$  eggs, 24 h after offering) indicating that the impact of *C. pelasgicum* on lacewing populations may be limited.

Intraguild predation (IGP) among predatory arthropods can reduce pest control and endanger the joint action compatibility of this group of natural enemies. Unidirectional and bidirectional IGP is a widespread phenomenon occurring in several taxa and several agricultural habitats. Here, intraguild predation of *Cheiracanthium pelasgicum* (Araneae: Mityrididae) on *Orius laevigatus* (Hemiptera: Anthrenidae), two of the major lepidopteran eggs predators in southern Spain cotton fields, and the effects on control of *Helicoverpa armigera* eggs were tested using plant microcosms. The effects of predator interactions and egg density on suppression of *H. armigera* eggs were analysed using three treatment combinations (plus a control with no predator): (1) spider alone, (2) *Orius* alone, (3) spider + *Orius*; and two eggs density: 6 and 12 eggs per plant. In a second bioassays, influence of predators diel activity on potential control of *H. armigera* and IGP were also analysed. Intensive unidirectional IGP of *C. pelasgicum* on *O. laevigatus* has been observed under plant arena conditions with more than 90% of minute bugs killed by spiders after 24h. Results also revealed no additive effects and an antagonist interaction between *C. pelasgicum* and *O. laevigatus*, which adversely affected *H. armigera* eggs control; however impact was moderate with *Orius* alone and combination of two predators treatments displaying significantly higher predation rates than spider alone treatment. Eggs density did not affect control by predators but significantly relaxed IGP intensity over 12%. Results obtained in second bioassays showed that predation activity of spiders on *H. armigera* eggs took place mainly at night while minute bugs expanded their predation activity during day and night and similar no additive antagonist interaction pattern was confirmed. Finally, IGP of *C. pelasgicum* on *O. laevigatus* was very intensive both day and night. Findings of these work demonstrate how an intensive day and night IGP by spider on *O. laevigatus* caused a moderate and eggs density-relaxed effects on early control of *H. armigera*.

Chemical and other selective insecticides are annually used as foliar treatments against defoliating Lepidoptera in the southern Spanish open woodland (known as *dehesa*), one of the largest forest ecosystems in the Mediterranean basin. In order to analyse the negative impact of these treatments on beneficial arthropods, the toxic effect of the three authorised insecticides on *Philodromus buxi* Simon (Araneae: Philodromidae), the most abundant tree canopy spider in southern Spain, was tested under laboratory conditions. Cypermethrin was the most harmful insecticide 96 hours after application, causing around 90% corrected mortality, while flufenoxuron (an insect growth-regulator) prompted around 45% mortality, and *Bacillus thuringiensis* caused no mortality at all. In addition, flufenoxuron produced a clear alteration in the predatory capacity of *P. buxi*, increasing the reaction times of treated specimens, and additional mortality associated with the moulting process. *B. thuringiensis* caused no effects in reaction times, growth

or moulting. The results obtained clearly indicate that *B. thuringiensis* is the most suitable of the authorised insecticides for conserving populations of *P. buxi* in *dehesa* woodland in southern Spain.

## INDICE

<b>Capítulo 1. Introducción y Objetivos .....</b>	<b>1</b>
<b>Capítulo 2. Revisión bibliográfica.....</b>	<b>3</b>
1. Las arañas .....	3
1.1. Morfología externa .....	4
1.2. La reproducción .....	5
1.3. Ciclo biológico .....	6
1.4. Características ecológicas .....	8
1.5. Importancia de las arañas como agentes de control biológico .....	8
1.6. Potencial depredador de las arañas no formadoras de redes de seda.....	10
1.7. Interacción de las arañas y plaguicidas.....	12
1.8. Relaciones interespecíficas: depredación intragremial.....	15
2. Los ecosistemas productivos y el control biológico natural.....	17
2.1. El cultivo del algodón.....	19
2.1.1. Plagas principales del cultivo de algodón.....	20
2.1.2. Enemigos naturales de las plagas principales del algodón .....	22
2.1.3. Las arañas como enemigos naturales en el cultivo del algodón .....	24
2.2. La encina.....	25
2.2.1. Plagas principales de la encina .....	27
2.2.2. Enemigos naturales de los defoliadores de la encina .....	30
2.2.3. Las arañas como enemigos naturales de las plagas de la encina .....	31
<b>Capítulo 3. Potential predation of non-webbuilding spider assemblage on cotton pests <i>Helicoverpa armigera</i> and <i>Spodoptera littoralis</i> (Lepidoptera: Noctuidae) .....</b>	<b>32</b>
<b>Capítulo 4. Impact of <i>Cheiracanthium pelasgicum</i> (Araneae: Miturgidae) and <i>Chrysoperla carnea</i> (Neuroptera: Chrysopidae) intraguild predation on the potential control of cotton pest <i>Helicoverpa armigera</i>.....</b>	<b>50</b>
<b>Capítulo 5. Compatibility of <i>Orius laevigatus</i> and <i>Cheiracanthium pelasgicum</i> for predation on <i>Helicoverpa armigera</i> eggs: effects of density and day/night activity on intraguild predation .....</b>	<b>67</b>

<b>Capítulo 6.</b> Lethal and sublethal effects of commercial insecticides on <i>Philodromus buxi</i> , a potential predator of defoliating Lepidoptera in <i>dehesa</i> woodland in southern Spain .....	82
<b>Capítulo 7.</b> Discusión General.....	99
1. El ecosistema del algodón .....	99
1.1. Importancia relativa de las de especies y familias de arañas no formadoras de redes de seda.....	99
1.2. Depredación de las especies de arañas .....	100
1.3. Depredación intragremial de <i>C. pelasgicum</i> y <i>C. carnea</i> y su efecto en el consumo de larvas de <i>H. armigera</i> .....	102
1.3.1. Preferencia de presa de <i>C. pelasgicum</i> entre las larvas de <i>C. carnea</i> y de <i>H. armigera</i> .....	103
1.3.2. Efecto de la acción conjunta de ambos depredadores sobre larvas de <i>H. armigera</i> .....	103
1.4. Depredación intragremial de <i>C. pelasgicum</i> y <i>O. laevigatus</i> y su efecto en el consumo de huevos de <i>H. armigera</i> .....	104
1.4.1. Efecto de la densidad de huevos sobre la DPI y el consumo.....	104
1.4.2. Efecto del periodo de actividad de los depredadores sobre la DPI y el consumo de huevos de <i>H. armigera</i> .....	105
2. El ecosistema de encinar de dehesa .....	106
2.1. Importancia relativa de las de especies y familias de arañas no formadoras de redes de seda.....	106
2.2. Efectos de insecticidas sobre <i>P. buxi</i> .....	106
2.2.1. Efectos letales .....	106
2.2.2. Efectos subletales: tiempo de reacción y desarrollo .....	108
<b>Capítulo 8.</b> Conclusiones.....	110
<b>Capítulo 9.</b> Bibliografía.....	112
<b>Capítulo 10.</b> Anexo fotográfico .....	131

# **Capítulo 1**

## **Introducción y Objetivos**

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

Las arañas (Clase Arachnida; Orden Araneae) son uno de los grupos de enemigos naturales presentes en los ecosistemas agrícolas y forestales y numerosos estudios han demostrado su efecto clave en el control natural de fitófagos. Aunque generalmente una especie sola no ejerce suficiente control natural de plagas, la comunidad de arañas presentes en un agroecosistema puede ser capaz de impedir que las poblaciones de un fitófago superen el umbral de daños (Greenstone, 1999).

La actividad depredadora de las arañas incide sobre fitófagos a través de diferentes métodos de captura de las presas. Además del método más conocido de la construcción de redes de seda, muchas arañas (aproximadamente la mitad de las familias conocidas) no son formadoras de redes de seda y usan otras estrategias de caza. La mayoría de éstas cazan al acecho (Thomisidae, Lycosidae), mientras que otras se mueven activamente en busca de sus presas (Miturgidae y Salticidae), existiendo especies que exhiben comportamientos intermedios. Las arañas no formadoras de redes de seda pueden tener un papel muy importante en el control natural de determinados grupos de fitófagos, como Lepidoptera (Nyffeler y Sunderland, 2003), cuyos huevos y larvas no pueden ser capturados en las redes.

Los tratamientos insecticidas dirigidos al control de las plagas tienen su efecto sobre las arañas no formadoras de redes de seda al quedar expuestas: 1) de forma directa para insecticidas de acción por contacto; 2) a través de la alimentación de presas tratadas; 3) al alimentarse de néctar o polen, sin considerar la exposición a los residuos postratamiento (Pekár y Haddad, 2005). El efecto del insecticida en las arañas puede no ser solo inmediato (mortalidad), sino que también puede modificar la actividad depredadora de las arañas o producir efectos en su desarrollo y reproducción (efectos diferidos), entre otros posibles.

En este trabajo se estudian dos ecosistemas del Sur de España, con diferencias notables en su grado de manejo, donde las especies de lepidópteros son plagas principales (el cultivo de algodón y el encinar de dehesa) y en los cuales las arañas no formadoras de redes de seda forman parte importante del complejo de especies depredadoras que limitan las poblaciones de los fitófagos.



Los objetivos planteados han sido:

1. Importancia relativa de las especies y familias de arañas no formadoras de redes de seda en ecosistemas de algodón y de encinar de dehesa.
2. Potencial depredador de las especies de arañas más abundantes sobre larvas de lepidópteros.
3. Depredación intragremial y su influencia sobre el control de plagas de lepidópteros: Casos de *Cheiracanthium pelagicum* con el depredador de larvas (*Chrysoperla carnea*) y con el depredador de huevos (*Orius laevigatus*).
4. Efectos letales y subletales sobre *Phylodromus buxi* de la acción por contacto de los insecticidas autorizados para el control de plagas de lepidópteros en encinar de dehesa.

## **Capítulo 2**

### **Revisión Bibliográfica**

## 1. Las Arañas

Las arañas están incluidas taxonómicamente en el Phylum Arthropoda, Subphylum Chelicerata, Clase Arachnida, Orden Araneae. En la actualidad se conocen más de 40000 especies en el mundo, repartidas en cerca de 3800 géneros, habiendo sido descritas en la Península Ibérica y las Islas Baleares 1172 especies pertenecientes a 328 géneros (Martínez-Peréz y Ramos, 2010). El Orden se divide en tres subórdenes: Liphistiomorphae Pocock, Mygalomorphae Pocock y Araneomorphae Millot (Nieto-Nafría y Mier-Durante, 1985).

El Orden Araneae está ampliamente distribuido en todos los ecosistemas terrestres, siendo uno de los grupos faunísticos de mayor diversidad (Turnbull, 1973) y ocupando el séptimo lugar después de seis grandes órdenes de insectos (Gajbe, 2004). Las poblaciones de arañas son abundantes tanto en el medio natural como en áreas cultivadas, donde su promedio de abundancia anual se sitúa entre 50 y 150 individuos/m<sup>2</sup>, pudiendo alcanzar una máxima densidad de más de 1000 individuos/m<sup>2</sup> (Pearse, 1946; Duffey, 1962; Weidemann, 1978, Nyffeler, 1982).

Entre los artrópodos, las arañas destacan por su gran dependencia en la depredación de pequeños insectos y arácnidos, mediante diferentes técnicas de caza. Aproximadamente la mitad de las especies de arañas conocidas no construyen redes de seda sino que utilizan otras estrategias de caza; la mayoría de éstas cazan al acecho, permaneciendo quietas en espera del paso de los artrópodos a los que intentarán capturar (por ejemplo, Thomisidae y Lycosidae), mientras que algunas otras familias se mueven activamente para buscar a sus presas (por ejemplo, Miturgidae y Salticidae), pudiendo tener actividad nocturna o diurna. Por supuesto, hay también especies que exhiben comportamientos intermedios (Uetz, 1992; Uetz et al. 1999). Casi todas las especies cazan presas vivas y muy pocas, que viven en condiciones ambientales particulares, se alimentan de organismos muertos como ocurre por ejemplo en el género *Myro* (Familia Desidae) (Ysnel y Ledoux, 1988).

Las arañas son uno de los principales grupos de enemigos naturales presentes en los ecosistemas y en diferentes trabajos se ha demostrado el papel que desempeñan en la limitación y el control de plagas agrícolas, debido a su efectiva acción sobre diferentes estados de desarrollo de sus presas (estados inmaduros y adultos) (Marc et al, 1999).

### **1.1. Morfología externa**

Las arañas son artrópodos quelicerados que presentan su cuerpo dividido en dos partes bien diferenciadas: la porción anterior o prosoma (cefalotórax) y la parte posterior u opistosoma (abdomen), conectadas por un estrecho pedicelo. El prosoma sirve para la locomoción, ingestión de los alimentos y lleva la parte principal del sistema nervioso central; por su parte, el opistosoma cumple las funciones vegetativas de digestión, circulación, respiración, excreción y reproducción, así como producción de seda (Rainer, 1996).

En la región dorsal del prosoma, denominada caparazón, se sitúan los ojos y los quelíceros. La mayoría de las arañas están provistas de ocho ojos dispuestos en pautas específicas según la familia; por lo general se encuentran en dos filas y algunas veces en tres, por lo que su tamaño y disposición tienen valor taxonómico para la clasificación en familias (Rainer, 1996). Los quelíceros son los primeros apéndices del prosoma y constan de una parte basal y un aguijón articulado y móvil en el que desemboca el veneno procedente de glándulas ubicadas en el cefalotórax. El aguijón sirve como arma ofensiva y defensiva y además, según las especies, se puede usar también para cavar, transportar el capullo (ooteca), llevar pequeñas presas y para el cortejo.

En el prosoma se encuentran también los pedipalpos, que son un par de apéndices con una segmentación similar a las patas pero sin metatarso y no se usan generalmente para la locomoción, sino para la captura de presas. Una modificación notable de los pedipalpos es el bulbo copulador que se encuentra en los machos adultos y funciona como reservorio de esperma y órgano copulador (Rainer, 1996).

El prosoma se completa morfológicamente con cuatro pares de patas, generalmente largas y robustas, que se insertan radialmente en forma de abanico entre

el caparazón y la zona ventral o esternón. Cada pata tiene siete segmentos y, en general, los dos primeros pares son más largos; en particular el primero suele ser el más largo y tener funciones similares a las de una antena. La capacidad sensorial de las patas se debe a una alta densidad de quetas sensoriales que cubren parte de los segmentos distales (Rainer, 1996).

En la zona ventral del opistosoma se sitúan las tráqueas o pulmón en libro y la apertura genital (surco epigástrico); en esta región se hallan también glándulas que sintetizan la seda, de naturaleza proteica, que se solidifica rápidamente cuando sale al exterior a través de unos apéndices especializados (hileras) (Plaza et al., 2003).

## 1.2. La reproducción

Las arañas son ovíparas y con reproducción sexual. El macho se caracteriza generalmente por tener el abdomen de menor tamaño, patas más largas y a veces presentar un color diferente con respecto a la hembra (Rainer, 1996).

Los órganos sexuales internos se componen de dos gónadas (testículos u ovarios) situadas en el opistosoma. Las células reproductivas (espermatozoides y huevos), son liberadas al exterior en ambos sexos mediante conductos que abren en la apertura genital. Las hembras tienen cámaras de almacenamiento para el espermia, denominadas espermatecas o receptáculos seminales, que se conectan directamente con el *uterus externus* que es el lugar donde se produce la fertilización. En Entelegynae las hembras poseen un órgano copulador especial localizado delante de la apertura genital (epigino) que es una placa esclerotizada y ligeramente abultada con varios pliegues cuticulares que forman los conductos espermáticos y las espermatecas (Rainer, 1996).

La transferencia de espermia es indirecta. Después de tejer con seda una pequeña tela plana de trama muy fina, el macho deposita una gota de líquido espermático para proceder a cargar los bulbos copuladores. Seguidamente, se realiza el cortejo que termina en la descarga del líquido espermático en la apertura genital de la hembra, quedando el espermia depositado en las espermatecas. Una vez concluido este proceso, la hembra teje una tela especial donde deposita los huevos y los fertiliza con el líquido

espermático. Finalmente, la hembra cubre la puesta formando una ooteca o capullo de seda (Rainer, 1996).

### 1.3. Ciclo biológico

Según la revisión de Marc et al. (1999) y siguiendo la terminología definida por Canard (1987), el ciclo de vida de las arañas se puede dividir en cuatro períodos:

Períodos embrionario y primario, que tienen lugar en el capullo desde la oviposición hasta la emergencia. Las crías recién nacidas no suelen consumir presas, aunque en muchas especies se ha observado que se alimentan de huevos no desarrollados (e.g. Araneidae, Clubionidae, Dysderidae, Heteropodidae, Thomisidae) (Canard, 1984; Marc, 1993a) creciendo así más rápidamente y desempeñando un papel importante en la regulación de población de arañas.

Período juvenil, que abarca desde la emergencia hasta la última muda a adulto (Marc et al., 1999). Se pueden distinguir dos fases:

- La fase gregaria fuera del capullo, que puede durar desde varios días hasta 4 o 5 semanas. Durante esta fase los inmaduros no son capaces de alimentarse por sí mismos por lo que en algunas especies, principalmente en la familia Theridiidae, la hembra regurgita un líquido para alimentar a las crías que suelen situarse alrededor de la zona bucal de la madre para beber. En otros grupos (Familia Amaurobiidae), después de la emergencia de los juveniles, la hembra pone una masa de huevos que son consumidos por las crías hasta su primera muda. En la mayoría de las especies la dispersión ocurre después de uno o dos mudas; sin embargo, en algunos casos la hembra cuida de los juveniles durante un período más prolongado.
- Fase solitaria, que abarca desde la dispersión hasta la última muda a adulto. En esta etapa las arañas ya son capaces de alimentarse por sí mismas exhibiendo diferentes comportamientos de caza ya comentados anteriormente.



Período adulto, que comprende desde la muda a adulto hasta su muerte. Esta fase está particularmente dedicada a la reproducción. La longevidad de los machos es generalmente más corta que la de las hembras. Esta diferencia se explica, en parte, por la mayor movilidad de los machos en busca de las hembras aumentando así el riesgo de muerte por depredación. Los machos de numerosas especies prácticamente no se alimentan. La longevidad de los machos en condiciones naturales no excede más de un mes o un mes y medio, las hembras perduran más tiempo, capturan más presas y producen huevos; el semen sigue vivo en el receptáculo seminal de las hembras durante muchos meses por lo que podrá fertilizar huevos durante un largo período después de la cópula. Salvo contadas excepciones, no se producen mudas en estado adulto (Marc et al., 1999).

La duración del ciclo biológico varía geográficamente (Penicaud, 1979), dependiendo de las condiciones ambientales especialmente de la temperatura. La supervivencia de algunas especies se ve favorecida por alimentación complementaria; así, varias familias consumen polen o néctar como complemento a la captura de presas (Ludy, 2004; Taylor y Pfannenstiel, 2009). Entre las arañas que construyen redes de seda, linifidos y terididos, por ejemplo, han sido observados alimentándose de granos de polen, bien directamente o bien de forma indirecta cuando ingieren la red de seda para reciclarla (Peterson et al., 2010; Schmidt et al., 2013). Entre las familias de arañas no formadoras de redes, varias incluyen especies que también se alimentan de polen o néctar: Miturgidae, Salticidae, Anyphaenidae o Corinnidae, entre otras (Taylor y Pfannenstiel, 2009). La ingestión de néctar (de la flor o de nectarios extraflorales) y polen favorece el desarrollo, la supervivencia y la reproducción de estas arañas, sobre todo en las épocas en las que la densidad de presas es baja (Peterson et al., 2010; Pfannenstiel, 2012; Schmidt et al., 2013).

En Mygalomorphae y algunos grupos de Araneomorphae (Filistatidae o Eresidae) el ciclo biológico dura más de 3 años y las hembras viven durante mucho más (en algunas especies tropicales las hembras pueden vivir hasta 20 años). En Mygalomorphae y Filistatidae se producen mudas en las hembras adultas (Marc et al., 1999). No obstante, la mayor parte de las especies de Araneomorphae (casi todas las

especies europeas) poseen ciclos de vida más cortos, con una duración de 1 a 2 años normalmente y un máximo de 3 años (Schaefer, 1976, 1987).

#### 1.4. Características ecológicas

Las arañas no constituyen un grupo homogéneo sino que exhiben una gran diversidad de comportamientos en cuanto a sus estrategias de caza (ya mencionadas) y sus modos de dispersión. Además, generalmente poseen una gran capacidad para tolerar condiciones ecológicas adversas, lo que les ha llevado a colonizar prácticamente todos los hábitats, como medios subterráneos, cima de montañas, aguas dulces y aguas marinas, existiendo una amplia diversidad de especies en los diferentes ecosistemas agrícolas y forestales (Marc et al., 1999).

Entre los medios de dispersión de las arañas se encuentran su propio movimiento a través de agua, suelo o vegetación. Algunas especies errantes o que están bajo una situación especial (ayuno o machos en busca de hembras para aparearse) pueden cubrir distancias de hasta 100-200 m, como es el caso de *Clubiona corticalis* (Walckenaer) y *Cupiennius salei* (Keyserling) (Marc, 1990; Schmitt et al., 1990). Una de las características más destacadas de las arañas es su capacidad colonizadora de áreas insulares, gracias a que se dispersan por anemocoría (dispersión por el viento). Algunos estudios revelan que pueden desplazarse miles de kilómetros (Vigne, 1997).

En el caso de arañas constructoras de telas de seda, la arquitectura vegetal es uno de los factores influyentes en la colonización y está directamente relacionada con la diversificación del hábitat y con el número de nichos potenciales (Gunnarsson, 1990). En algunas especies esta dispersión la realizan los juveniles a través de sus telas, comportamiento conocido como "ballooning" (Greenstone et al., 1987; Blandenier y Fürst, 1998).

#### 1.5. Importancia de las arañas como agentes de control biológico

Existen numerosas especies de arañas asociadas a cultivos (Luczak, 1979; Nyffeler, 1982; Sunderland, 1987; Hänggi et al., 1995), tanto en la parte aérea de las

plantas como en el suelo (Luczak, 1979; Nyffeler, 1982), aunque más del 90% de individuos se localizan cerca del suelo (Nyffeler, 1982). Debido a su gran abundancia y a sus hábitos insectívoros, las arañas pueden participar de forma notable en el control natural de plagas en los ecosistemas agrícolas, forestales y otros ecosistemas terrestres (Nyffeler y Benz, 1987; Nyffeler, 2000a,b).

Las arañas son depredadores generalistas capaces de matar altas cantidades de insectos por unidad de tiempo, por lo que pueden ejercer una acción limitante a altos niveles poblacionales de fitófagos (Ekschmitt et al., 1997). Se alimentan de una gran variedad de especies, aunque en muchas ocasiones prefieren los estados inmaduros de cuerpo blando con abundante fluido interno (Sandidaque, 2005; Rajeshwaram et al., 2005; Bastawade y Khandal, 2006; Haunt et al., 2005; Singh y Sihag, 2007). Los estudios sobre el consumo de presas por *Larinioides cornutus* (Clerck), especie de araña formadora de redes de seda que vive en herbazales húmedos (Ysnel, 1992), han demostrado que un solo individuo de esta especie captura a lo largo de su vida un promedio de 6000 presas. Se calcula que la cantidad de presas capturadas por la población de esta especie por hectárea es muy alta, más de 7 millones individuos, durante un ciclo biológico que dura de 12-14 meses, lo que corresponde a 18,6 Kg de peso seco de artrópodos capturados de los cuales la mayoría (el 99,6%) son insectos.

La diversidad en sus estrategias de caza, preferencias del hábitat y periodos activos de vida, hace de las arañas un grupo de depredadores particularmente eficiente, siendo frecuente encontrar una o más especies capaces de incidir sobre los distintos grupos de plagas (Marc et al., 1999).

Las arañas no formadoras de redes pueden desempeñar un papel destacado como depredadoras de plagas en los cultivos, debido a una mayor capacidad de seleccionar sus presas (Muniappan y Chada, 1970a; Horner, 1972; Young y Lockley, 1986; Young, 1989). Muchas de estas especies se mueven activamente por la superficie de las plantas en busca de larvas y adultos de varios grupos de fitófagos (lepidópteros, hemípteros o áfidos entre otros) (Whitcomb, 1974) y, además, pueden alimentarse de huevos (Nyffeler et al., 1990; Jones-Walters, 1993). La actividad de este grupo de arañas, por lo tanto, puede ser un factor importante en programas de control de plagas, particularmente para especies de lepidópteros cuyos huevos y larvas no pueden ser capturados en las

redes de seda (Mansour, 1987; Pearce et al., 2004; Pfannenstiel, 2008). Por ejemplo, se ha comprobado que el mitúrgido *Cheiracanthium mildei* Koch es capaz de buscar y atacar a larvas de lepidópteros minadores de hojas que se encuentran debajo de la epidermis foliar (Corrigan y Bennett, 1987); esta especie es la predominante en manzano y posee actividad nocturna, capturando sus presas al moverse activamente por las hojas y ramas para aumentar la probabilidad de encontrarlas (Marc et al., 1999). Así mismo Riechert y Lockley (1984) señalaron que en campos de arroz la presencia de las arañas como depredadores redujo la utilización de plaguicidas entre el 50% y 60%.

Las arañas de la subfamilia Erigoninae (antes familia Micryphantidae) fueron responsables del 42% de la reducción en poblaciones de *Spodoptera litura* (Fab.) en tabaco (Nakasuji et al. 1973) y del 49% en poblaciones de pulgón *Sitobion avenae* (Fab.) en campos de trigo de invierno en el Reino Unido (Chambers y Aikman 1988). La acción controladora de este grupo de arañas combina la depredación directa con la alteración del comportamiento y fisiología de las presas.

### **1.6. Potencial depredador de las arañas no formadoras de redes de seda**

Para evaluar el papel de las arañas no formadoras de redes de seda como reguladores de las poblaciones de plagas de insectos en ecosistemas agrícolas, es vital conocer su respuesta cuando se someten a situaciones de fluctuación de densidad poblacional de sus presas (Luczak, 1979; Riechert y Lockley, 1984; Wise, 1993). Cuando aumenta la población de presas las arañas pueden reaccionar de dos maneras: 1) aumentando el consumo por individuo (respuesta funcional), o 2) aumentando su propia densidad (respuesta numérica). Estos conceptos fueron desarrollados por Solomon (1949) y Holling (1959) para enemigos naturales de especies animales.

Las arañas atacan a sus presas en relación directa a la tasa de encuentro y cuanto mayor es la densidad de una población de presa (como ocurre en numerosos monocultivos), mayor es la proporción de ataques hacia dicha presa (Riechert y Gillespie, 1986). Esta respuesta funcional es muy importante porque al depredador le permite reaccionar rápidamente ante situaciones de explosión poblacional de las plagas incrementando su consumo (Marc et al., 1999). Por otro lado, la respuesta numérica se

define como el cambio en densidad de población del depredador, en función del cambio de densidad de presa. Esta respuesta puede incluir el aumento en reproducción o fenómenos de agregación (Marc et al., 1999; Birkhofer et al., 2008) y actuaría a más largo plazo.

El conocimiento actual sobre la biología de estas arañas indica que, aunque son potencialmente depredadores polífagos, su estrategia de caza y de localización implica que cada especie tiene cierto grado de especialización para el control de plagas en un determinado hábitat, por lo que no todas las especies pueden ser igualmente efectivas (Marc et al., 1999). Las arañas que buscan activamente sus presas (visualmente o por percepción táctil) suelen tener mayor actividad en ciertos períodos del día, existiendo también diferencias entre especies en la forma y habilidad de captura (Marc et al., 1999).

El tamaño de las presas es otro factor importante. Las especies de arañas en determinado estadio capturan presas de ciertos tamaños pero no atacan a presas ni muy grandes ni muy pequeñas (Marc et al., 1999). En general, las arañas no formadoras de redes capturan presas más pequeñas que ellas (Nentwig, 1987). Las saltícidos se suelen alimentar de presas que tienen un promedio del 90% de su propia longitud del cuerpo, aunque pueden capturar presas que pueden medir hasta el 150% de su propio tamaño (Nentwig y Wissel, 1986). El estudio de laboratorio de Nentwig y Wissel (1986) con 13 especies de arañas de diferentes familias, tanto no formadoras de redes (Theraphosidae, Pisauridae, Thomisidae, Salticidae, Philodromidae, Selenopidae, Ctenidae y Lycosidae), como formadoras de redes (Dipluridae, Agelenidae, Scytodidae, Pholcidae y Araneidae), concluye que las presas con mayor tasa de aceptación corresponde a tallas de entre el 50 y el 80% del tamaño de la araña.

La tasa de depredación de arañas depende de factores tales como tamaño, edad, sexo, eventos fisiológicos en la vida de las arañas, condiciones climáticas y disponibilidad de presas (Nyffeler et al., 1994a). Los estudios de consumo de presas por especies de arañas no formadoras de redes son difíciles de evaluar en campo, ya que consumen sus presas prácticamente justo después de capturarlas y con frecuencia se trasladan a largas distancias. No obstante, según el trabajo de Blandin y Célériér (1981),

con datos obtenidos en laboratorio, el consumo diario varía considerablemente entre las diferentes especies de arañas, siendo proporcional al peso del individuo.

Después de comparar arañas en diferentes hábitats (templados y tropicales) y analizar las diferencias en su ciclo de vida, Jocqué (1984) sugirió que muchas arañas no formadoras de redes están más ampliamente distribuidas en regiones cálidas, porque a bajas temperaturas pierden agilidad y eficiencia en la caza. Esto puede explicar por qué especies de Salticidae y Oxyopidae no aparecen en campos de cultivos de Europa occidental, central y países escandinavos, aunque estén presentes en otros hábitats no cultivados (Bellmann, 1997). Esta situación cambia en zonas cálidas del mediterráneo europeo (Grecia, España, Portugal, etc.). Por ejemplo, en Portugal en un estudio para evaluar la composición de especies de arañas en la vid se ha observado que más del 90% de las arañas pertenecían a las familias Thomisidae, Salticidae, Oxyopidae, Agelenidae, Theridiidae, Araneidae y Linyphiidae (Nobre y Meierrose, 2000).

Generalmente las arañas tienen muy baja tasa metabólica y también poseen la capacidad de reducirla durante el período de inanición (Greenstone y Bennett, 1980). Turnbull (1973) ha señalado que la alimentación de las arañas es inconstante, con unos intervalos intensivos entremezclados con intervalos de ayuno. Un sistema digestivo extensivo, un abdomen distensible y la capacidad de almacenar grasa, les permite alimentarse en exceso cuando la alimentación es abundante y sobrevivir sin alimento por largos períodos cuando la densidad de presas disminuye (Riechert y Harp, 1987; Foelix, 1996).

### **1.7. Interacción de las arañas y plaguicidas**

Los problemas medioambientales han conducido a los países en desarrollo a realizar un mayor esfuerzo en la limitación del uso de productos químicos y fomentar las estrategias de manejo integrado de las plagas (Cuyno et al., 2001). La aplicación de plaguicidas químicos es un factor que disminuye la eficiencia en la depredación de las arañas; numerosos estudios muestran una disminución de la diversidad y el nivel poblacional de las arañas en los cultivos después de la aplicación de plaguicidas (Zaho et al., 1980; Plagens, 1983; Mansour, 1987; Van Den Berg et al., 1990). Es esencial, por



tanto, estimar el impacto que pueden producir las materias activas aportadas en un ecosistema sobre la comunidad de artrópodos beneficiosos en general y sobre la comunidad de arañas en particular.

Los insecticidas químicos de amplio espectro afectan severamente a los artrópodos, incluyendo las arañas (Krause et al., 1993; Reed et al., 2001; Candolfi et al., 2004; Duan et al., 2004). Algunos de los insecticidas de síntesis que afectan a las arañas son piretroides (Cipermetrina, Dimetrina), organofosforados (Dimetoato, Malation) y carbamatos (Carbaril), existiendo importantes diferencias en susceptibilidad entre insecticidas y entre especies de arañas (Maloney et al., 2003). Mansour (1984) al estudiar la susceptibilidad *C. mildei* a Malation, usado para el control de mosca de las frutas *Ceratitis capitata* (Wied.) en Israel, señaló que algunas poblaciones de Araneae son capaces de tolerar este insecticida.

Según la revisión de Pekár (2012), tras la aplicación de un insecticida, las arañas pueden estar expuestas a su acción letal por tres vías principales: la intoxicación directa, los efectos de los residuos que quedan en la superficie de tratamiento y a través de las presas contaminadas. En un estudio se concluye que la vía de intoxicación más elevada se produce por contacto con el residuo, mientras que fue menor los efectos por aplicación tópica y por vía oral (Mullié y Everts, 1991); así, por ejemplo, en *Oedothorax apicatus* (Blackwall), el consumo de presa contaminada causó muy baja mortalidad, en comparación con el efecto por contacto directo con el insecticida o con los residuos de éste (Everts et al., 1991). Además de los efectos letales, los insecticidas pueden producir efectos subletales cuya frecuencia se considera mayor en comparación con la acción letal, pudiendo causar reducción de la respuesta funcional y numérica en las arañas, la reproducción o el comportamiento de defensa o dispersión (Pekar, 2012).

Entre los muchos factores que influyen en la susceptibilidad de una especie a los insecticidas destacan: si la actividad es diurna o nocturna, el modo de alimentación y el comportamiento de caza. Las especies de actividad diurna están expuestas a la aplicación directa de los plaguicidas, mientras las de actividad nocturna solo a los efectos del residuo (Pekár, 1999). Este autor realizó un estudio con seis especies de arañas con diferentes estrategias de caza: cazadoras diurnas, cazadoras nocturnas y

formadoras de redes; el efecto del tratamiento se probó en condiciones del laboratorio con tres insecticidas comerciales, Hexaflumuron (regulador de crecimiento), Fosalone (organofosforado) y Permetrina (piretroide) con un período de exposición de cuatro días. Los resultados revelaron que las arañas de vida errante fueron más susceptibles a insecticidas que las formadoras de redes. Además, las arañas pueden detectar y evitar los plaguicidas, tanto recién aplicados como sus residuos (Pekár y Haddad, 2005), pero no todas las especies responden de la misma forma (Mansour y Nentwig, 1988; Van Den Berg et al., 1990).

El efecto indirecto de la aplicación de los plaguicidas es un aspecto importante a considerar. La ingestión de presas contaminadas puede influir negativamente en la densidad de población de las arañas, bien por el efecto repelente de los insecticidas, o bien por la disminución de disponibilidad de presas tras la aplicación (Mark et al., 1999). Generalmente las formulaciones comerciales de la bacteria *Bacillus thuringiensis* Berliner, por su selectividad y su baja persistencia al ser sensibles a la radiación UV y al lavado por la lluvia, no tienen efectos nocivos sobre arañas y otros insectos beneficiosos (Glare y O’Callaghan, 2000; Reed et al., 2001; Duan et al., 2004); sin embargo, en cultivos transgénicos existe la probabilidad de que las arañas estén expuestas a las toxinas de forma indirecta a través del consumo de las presas (Nyffeler, 1999; Kiss et al., 2003; Dutton et al., 2002).

El efecto residual de los plaguicidas sobre las comunidades de arañas no se ha estudiado adecuadamente, a pesar de que dicho residuo pueda tener efecto dramático en la reducción del control biológico de las mismas debido a una exposición prolongada (Mark et al., 1999). En el caso de otros artrópodos depredadores se ha constatado que los residuos causan una mortalidad considerable y afectan el comportamiento abandonando las áreas tratadas o disminuyendo la tasa de colonización del cultivo (Pekár y Haddad, 2005). Otra posible vía de exposición es el polen que, como ya se ha comentado, es consumido por diversas especies (Ludy, 2004).

### **1.8. Relaciones interespecíficas: depredación intragremial**

Root (1967) define “gremio” como un grupo de especies que explotan de forma similar el mismo tipo de recurso natural en el medio en que se encuentran. Polis et al. (1989) y Rosenheim et al. (1995) usando una definición más amplia, definen el gremio como todos los taxones de una comunidad que usan recursos similares (espacio o alimento) de modo que compiten sin limitación alguna a pesar de la diferencia de tácticas que usan para adquirir sus recursos.

La depredación intragremial (DPI) ocurre cuando dos organismos comparten la misma presa y, a la vez, existe algún tipo de interacción trófica entre ellos (Rosenheim et al., 1995). La DPI no se debe confundir con la depredación secundaria obligada, que se da entre un depredador que se alimenta de otro depredador del nivel trófico inferior, ya que en esta última no hay competencia por la misma presa (Polis et al., 1989; Polis y Holt, 1992). La DPI puede ser unidireccional en el caso en que uno de los depredadores se alimente o mate al otro, o bidireccional cuando los dos depredadores se alimentan o matan mutuamente (Rosenheim et al., 1995); ambos fenómenos ocurren con frecuencia entre diversos taxa y en diferentes ecosistemas (Hodge, 1999; Polis et al., 1989; Polis y Holt, 1992; Rosenheim et al., 1995; Rosenheim, 1998), aumentando la complejidad de las redes tróficas, puesto que el depredador no solo se alimenta de presas herbívoras sino que ataca también a otros depredadores.

Las relaciones antagonistas entre artrópodos depredadores en la DPI pueden determinar la compatibilidad de su actividad depredadora y reducir el impacto que éstos ejercen sobre las plagas en los agroecosistemas (Finke y Denno, 2003). En general, la DPI afecta negativamente al control natural de las poblaciones de fitófagos (Chang, 1996; Dinter, 1998), pero algunos autores han encontrado efectos neutros e incluso complementarios de la acción conjunta, principalmente cuando se combinan depredadores generalistas con específicos (Schausberger y Walzer, 2001; Snyder et al., 2004; Rosenheim, 2005). Algunos otros estudios han señalado que esta interacción antagonista paradójicamente puede favorecer al control natural de las poblaciones de plagas (Rosenheim et al., 1993, 1999; Snyder e Ives, 2001; Finke y Denno, 2003).

La DPI entre arañas y otros artrópodos está influenciada por diferentes factores tales como la disponibilidad y densidad de presas, características de los depredadores implicados y del hábitat donde coexisten (Lucas et al. 1998; Denno et al. 2004). La mayoría de los estudios sobre los efectos de la densidad de la presa extragremial en la DPI muestran que ambas están inversamente relacionadas, de forma que el incremento en la densidad de la presa extragremial implica una reducción de la intensidad de la DPI (Kajita et al., 2000; Noia et al., 2008; Lucas y Rosenheim, 2011). Sin embargo, otros estudios no encuentran relación (Fincke, 1994; Fréchette et al. 2007) o señalan una relación directa al afectar el comportamiento de puesta de los depredadores (Schellhorn y Andow, 1999). Otro factor que tiene un papel importante en el impacto de la DPI es la frecuencia de encuentros entre los depredadores, que está influenciada por su comportamiento, como el de agregación o el ritmo nictameral de actividad, que puede variar entre especies y estados de desarrollo (Cottrell y Yeargan, 1998a, 1998b).

La mayoría de las arañas no solo se alimentan de insectos sino también de otras arañas (Nentwig, 1987; Riechert y Harp, 1987; Nyffeler, 1999), por lo que es frecuente la DPI entre arácnidos (Foelix, 1982, Riechert y Lockley, 1984). Korenko y Pékar (2010) han estudiado la DPI entre las especies de arañas invernantes más importantes en el cultivo del manzano, sugiriendo que la DPI entre arañas puede disminuir su densidad de población; Pekár (1999) previamente había documentado una relación negativa entre la densidad de arañas grandes y las pequeñas, por lo que se sospecha que la depredación de las especies grandes sobre las pequeñas podrían tener un impacto sobre las poblaciones de las segundas. No obstante, Whitcomb et al. (1963a) consideran que la diferente localización de las especies o fases de desarrollo limitan la frecuencia de encuentros entre arañas.

Actualmente no existen pruebas concluyentes de que la DPI entre arañas en un ecosistema influya en su potencial como agentes de control biológico natural (Hodge, 1999). Denno et al. (2004) estudiaron la incidencia de la DPI entre la especie no formadora de redes de seda (*Pardosa littoralis* Banks) y la formadora de redes *Grammonota trivittata* Banks y su efecto sobre el control natural del *Prokelisia* spp. (Homoptera: Delphacidae). Los resultados mostraron una clara DPI unidireccional de *P. littoralis* sobre *G. trivittata* no influenciada por la densidad del fitófago. Esta interacción es relativamente débil, de tal forma que la DPI de las arañas no afectó a la

capacidad de *P. littoralis* a la hora de ejercer un control significativo sobre la especie fitófaga.

## **2. Los ecosistemas productivos y el control biológico natural**

Los ecosistemas naturales se encuentran en estado dinámico de constantes cambios, ya que los organismos se desarrollan, se reproducen y mueren de manera que la materia se recicla a través de los distintos componentes del sistema. A pesar de ello, estos ecosistemas son estables, en cuanto a su estructura y función, gracias a la complejidad y diversidad de las comunidades de seres vivos que los integran, teniendo la capacidad de resistir y recuperarse de los cambios causados por diferentes tipos de perturbaciones (Altieri y Nicholls, 2004).

Los ecosistemas productivos, modificados por el hombre para la producción intensiva de alimentos o de otros recursos naturales, se comportan de forma diferente en comparación con los ecosistemas naturales debido a la manipulación y alteración que ejerce el ser humano con el propósito de obtener los máximos rendimientos. Los ciclos de los nutrientes se reducen a causa de la recolección, erosión del suelo, lixiviación, entre otras alteraciones y, además, se introducen nuevos elementos distorsionantes en forma de insumos, tales como semillas, fertilizantes y productos fitosanitarios.

Las modificaciones estructurales en los ecosistemas productivos causan una simplificación medioambiental que reduce la biodiversidad, como consecuencia de: 1) la expansión de terreno agrícola con pérdida de hábitats naturales; 2) la formación de paisajes agrícolas homogéneos con poco valor como hábitats para la vida silvestre; 3) la pérdida de especies salvajes como consecuencia directa del uso de agroquímicos y otras prácticas; 4) la merma de valiosos recursos genéticos desplazados por el uso abusivo de variedades de alto rendimiento (Altieri y Nicholls, 2004).

La disminución de biodiversidad elimina elementos de las cadenas tróficas y dificulta una autorregulación eficaz entre las poblaciones de plantas o animales, por lo que aumenta el riesgo de que especies fitófagas incrementen sus poblaciones hasta alcanzar el carácter de plagas (Gliessman, 2002). Este tipo de ecosistemas alterados

requieren, por tanto, una constante intervención humana pues los desequilibrios se manifiestan como brotes recurrentes de plagas y enfermedades (Altieri y Nicholls, 2004).

Actualmente, en la mayor parte del mundo, el interés de investigadores, técnicos y responsables políticos, es el desarrollo de métodos que permitan llegar a modelos productivos autosustentables, con mínimo requerimiento de insumos, diversificados y que tengan eficiencia energética (Altieri y Letourneau, 1984; Altieri y Nicholls, 2004).

La alteración de los ecosistemas generalmente disminuye las oportunidades para los enemigos naturales de los fitófagos (Altieri y Nichols, 2000; 2004; Thies y Tscharnkte, 1999). La importancia de estos agentes como factores de control natural de las especies fitófagas ha de ser conservada y fomentada con objeto de reducir los riesgos de aparición de plagas en los cultivos (DeBach y Rosen, 1991), incluyendo si fuera necesario su utilización en programas de control de plagas mediante estrategias de sueltas inoculativas o inundativas.

Es muy importante conocer las características del ecosistema, la evolución de las poblaciones de los principales fitófagos, de la entomofauna beneficiosa y sus interacciones, así como la ecología de los entomófagos dentro y fuera del hábitat cultivado y la identificación de los recursos necesarios para su supervivencia y reproducción (Gurr et al., 1998). A partir de este conocimiento se estará en disposición de seleccionar y utilizar los enemigos naturales para el control efectivo de plagas.

Generalmente los depredadores tienen amplios requerimientos de hábitat por su tendencia a la polifagia, por lo que un ambiente heterogéneo favorece un mayor espectro de presas alternativas y de microhábitats (Root, 1975). Los ecosistemas productivos, especialmente los más alterados, no proporcionan adecuados recursos alternativos de alimento (polen, néctar o presas), de refugio y de lugares de reproducción (apareamiento, puesta de los huevos, etc.) (Rabb et al., 1976; Smith y McSorley, 2000), favoreciendo el alejamiento de los depredadores o localmente su extinción (Risch, 1981).

En los ecosistemas agrícolas, las arañas depredan sobre un considerable número de insectos perjudiciales (Riechert y Bishop, 1990; Young y Edwards, 1990; Nyffler, 1999; Polis y Strong, 1996; Lang et al., 1997; Schmitz, 2003; Wise, 2006); determinadas características como la de ocupar distintos microhábitats, atacar a distintas especies de plagas al mismo tiempo, resistir la falta de alimento y la desecación, les permite reducir y mantener las poblaciones de plagas de insectos por debajo del umbral de daño económico (Pedigo, 2001). Así, numerosas investigaciones han demostrado que las arañas pueden ser importantes agentes de control biológico de plagas, tales como pulgones, larvas de lepidópteros, ortópteros, homópteros, algunos coleópteros y pequeños dípteros en diferentes agroecosistemas (Riechert y Lockley, 1984; Nyffeler et al., 1994b; Nyffeler y Sunderland, 2003; Marc et al., 1999; Vichitbandha y Wise, 2002; Lang, 2003).

Seguidamente se revisa de forma resumida el estado actual del conocimiento de los fitófagos y enemigos naturales presentes en los dos ecosistemas objeto del presente trabajo: el cultivo del algodón y el encinar de dehesa.

## **2.1. El cultivo del algodón**

El cultivo del algodón en Europa, está representado en España y Grecia, los dos únicos países mediterráneos que producen algodón en la Unión Europea. En nuestro país, tras el abandono casi total del algodón en Extremadura, y quedando como algo prácticamente testimonial en Murcia, Andalucía se ha convertido prácticamente en la única región productora (99,86% en 2012/2013; Anuario Agrario, 2013).

En Andalucía el algodón es el cultivo herbáceo de regadío más importante cubriendo 69.810 ha en el año 2013, lo que constituye la mayor superficie sembrada de los últimos seis años, continuando así una tendencia creciente (Anuario Agrario, 2013). Su área de distribución se sitúa principalmente en el Valle del Guadalquivir, especialmente en las provincias de Sevilla, Cádiz y Córdoba. Una de las características destacadas es su carácter social, ya que es cultivado fundamentalmente en explotaciones de reducida dimensión y está asociado a un sistema agroindustrial (Arriaza y Gómez-Limón, 2006). Según los datos de la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía,

prácticamente el 80% de las explotaciones algodoneras tienen una dimensión inferior a las 10 ha. Además, en la campaña 2011/2012, se estima que el algodón aportó al campo andaluz más de 800.000 jornales (Anuario Agrario, 2013).

### 2.1.1. Plagas principales del cultivo de algodón

Entre los problemas fitosanitarios del cultivo del algodón destacan las pérdidas económicas producidas por especies de lepidópteros: los noctuidos *Helicoverpa armigera* (Hübner) y *Earias insulana* (Boisduval) y al gelechiido *Pectinophora gossypiella* (Saunders), denominadas conjuntamente orugas de las cápsulas, que se introducen en los botones, flores y cápsulas, ocasionando la caída del órgano fructífero y/o daños en la fibra; y el también noctuido *Spodoptera littoralis* (Boisduval), especie filófaga de gran importancia en el norte de África y Egipto, siendo una de las plagas más temidas por la repercusión económica de sus daños (Cayrol, 1972).

Se estima que en España más de la mitad de los tratamientos insecticidas del cultivo van dirigidos al control de estas especies (Alvarado y Durán, 1996). Otros fitófagos tienen carácter secundario u ocasional y poseen umbrales de tolerancia más elevados, como por ejemplo diferentes especies de pulgones (Familia Aphididae), la mosca blanca *Bemisia tabaci* (Gennadius) y la araña roja *Tetranychus urticae* Koch (Alvarado, 2004).

En muchos países, incluyendo España, *H. armigera* es la principal plaga del algodón; así en India, de los 480 millones de dólares que se dedica al gasto en productos fitosanitarios, el 50% se utiliza en algodón, y de este porcentaje el 75% se destina para el control de *H. armigera* (El-latif y Subrahanyam, 2010). Se trata de una especie polífaga y de distribución mundial cuyas hembras depositan los huevos preferentemente en el haz de las hojas tiernas, pero también en brácteas de botones, en el envés de hojas y en peciolos. Después de la eclosión, las larvas de los primeros estadios se alimentan de hojas jóvenes y a partir del tercer estadio perforan los órganos fructíferos (botones, flores y frutos) causando importantes pérdidas en la producción (Alvarado, 2004). La dinámica poblacional de *H. armigera* está influenciada por numerosos factores incluyendo sucesión de cultivos, áreas dedicadas a diferentes cultivos y el régimen de



lluvias, todos ellos varían de un año a otro (Maelzer y Zalucki, 1999; Sequeira, 2001), por lo que la pauta de aparición de *H. armigera* en el algodón tiene variaciones cada año. En anteriores décadas, las aplicaciones reiteradas de mezclas insecticidas con materias activas de amplio espectro han dado buen resultado en el control de *H. armigera*, pero por otra parte han afectado a los insectos beneficiosos, provocando brotes de plagas secundarias, y favorecido el desarrollo de poblaciones resistentes. Se han detectado poblaciones resistentes a la mayoría de los grupos de insecticidas, tales como organofosforados, carbamatos y piretroides (Forrester et al., 1993; Ibargutxi et al., 2006). El movimiento migratorio de adultos de *H. armigera* resistentes es considerado un problema añadido, como se ha puesto de manifiesto en poblaciones procedentes de la India o del norte de África resistentes a piretroides (Armes et al., 1996; Brevault et al., 2008). En el caso de España, el norte de África es el origen de poblaciones resistentes de esta especie (Torres-Vila et al., 2002 a,b). Igualmente el desarrollo de resistencia en *H. armigera* para algunos piretroides en el sur de Francia puede explicarse por la migración de poblaciones resistentes desde España (Bues et al., 2005). Todo ello ha contribuido al aumento en la frecuencia de los tratamientos fitosanitarios, hasta el punto de poner en riesgo la rentabilidad del cultivo (Castella et al., 1999).

El gusano rosado, *P. gossypiella*, es otra de las plagas más importantes del cultivo de algodón a escala mundial y de difícil control. Realiza la puesta en las suturas o debajo de las bractéolas en la base de las cápsulas, particularmente en las ya desarrolladas. Las larvas eclosionadas pueden penetrar en flores o cápsulas entre 30 minutos y 2 horas (Hutchison et al., 1988; Ingram, 1994). Como las larvas de *P. gossypiella* se mantienen protegidas la mayor parte del tiempo en el interior de flores y cápsulas, el control químico es poco eficaz, por eso se debe hacer énfasis en prácticas culturales efectivas y en el tiempo apropiado para reducir la población invernante de esta plaga (Attique et al., 2000).

La conocida como oruga espinosa del algodonoero, *E. insulana*, tiene un espectro extremadamente amplio de adaptación y se encuentra en muchos países de África, países mediterráneos y en los países de este y oeste de Asia (Ibargutxi et al., 2006). Esta especie polivoltina es un importante componente del complejo de orugas de las cápsulas en ciertas regiones de España, Egipto, Israel, India y Pakistán. Las larvas atacan a las partes terminales de los ápices, las flores, los brotes y frutos verdes, pero el daño más

severo ocurre cuando perforan el fruto destruyendo la fibra, consumiendo la semilla y produciendo putrefacción debido a la acumulación de sus excrementos que genera la proliferación de microorganismos (Ibargutxi et al., 2006).

Uno de los grandes problemas que presenta el cultivo de algodón es que los costes de producción están muy condicionados por el uso de diferentes insecticidas para combatir las plagas (Avilla y González-Zamora, 2009). Por ejemplo, según los resultados que se han obtenido del estudio de 23 campañas de algodón, el control de *H. armigera* en España ha necesitado repetidas aplicaciones de insecticidas que oscilaron entre 2 y 9 (Durán, 1999; 2003). Para su control se han aplicado frecuentemente Endosulfan y Metomilo (de 2 a 6 aplicaciones) complementando con otros productos como piretroides (Durán, 2003). El uso continuo de estos insecticidas ha provocado el desarrollo de la resistencia en las poblaciones de dicha plaga, de hecho en el año 2003 se señaló la falta de eficacia de este tipo de control, principalmente en la provincia de Sevilla (Avilla y González- Zamora, 2009).

La puesta en marcha de Programas de Control Integrado y la disminución de insecticidas químicos autorizados tras la exigencia de registro único europeo, hace que insecticidas a base de *B. thuringiensis* subesp. *kurstaki*, de acción selectiva para lepidópteros (Schnepf *et al.* 1998), se estén utilizando cada vez más para el control de *H. armigera*, siendo ésta la única alternativa eficaz en cultivo ecológico del algodón (una opción más para el mercado exterior de fibra).

### 2.1.2. Enemigos naturales de las plagas principales del algodón

En el ecosistema del algodón se encuentran una amplia gama de artrópodos útiles que colaboran en el control de estas especies fitófagas. Entre ellos, caben destacar como depredadores generalistas a especies de neurópteros, hemípteros, coleópteros y arañas, así como himenópteros y dípteros parasitoides, más especializados, que se desarrollan en huevos, larvas o pupas de los fitófagos. La capacidad de estos insectos beneficiosos para controlar las plagas principales del algodón, particularmente *H. armigera*, es limitada, debido a la elevada movilidad, fecundidad y polifagia de esta especie (Fitt, 1989, 1994), por lo que sus enemigos naturales frecuentemente no se

encuentran en adecuada proporción para controlar las poblaciones de este fitófago (Wilson et al., 1998).

En España, asociados a la poblaciones de *H. armigera* en algodón, destacan parasitoides de larvas, como los braconídeos *Cotesia kazak* (Telenga) y *Meteorus pulchricornis* (Wesmael) y el ichneumonídeo *Hyposoter didymator* (Thunberg) (Oballe et al., 1995; Oballe, 1997), así como parásitos de huevos de la Familia Trichogrammatidae (Cabello y Vargas, 1989). Entre los depredadores merecen mención el neuróptero *Chrysoperla carnea* (Stephens) y los hemípteros *Nabis* spp. y *Orius* spp., siendo estos últimos fundamentales en el control de huevos del fitófago (Alvarado, 2004).

Cayrol (1972) recopila una lista de 46 especies de insectos depredadores y parasitoides que atacan a *E. insulana* en Marruecos, destacando los parasitoides *Odynerus cretanus* Strand y *Anilastus rufocinctus* Gravenhorst (Familia Eumenidae); *Bracon brevicornis* Wesmael, *Rhogas circumscripatus* Nees y *R. testaceus* (Spinola) (Familia Braconidae) y *Pteromalus puparum* L. (Familia Pteromalidae). Entre los depredadores de larvas de *E. insulana* se señala al hemíptero pentatómido *Canthecona furcellata* Wolff (Srivastava et al., 1989). Salim et al. (1987) aconsejan en el manejo del algodón en Pakistán la conservación de ciertas plantas que sirven de refugio a *Orius albidipennis* (Reuter) (Hemiptera: Anthocoridae), después de comprobar en laboratorio que este hemíptero depreda larvas de primer estadio de *E. insulana* y otras plagas del cultivo. En España se citan los parasitoides braconídeos *Rhogas aligarhensis* Qadri (Gómez Clemente, 1949) y *Dolichogeneidea* sp. (Oballe et al., 1995).

En cuanto a *S. littoralis*, Hafez et al. (1976) y Herting y Simmonds (1976) citan un total de 57 especies de parasitoides que pertenecen a 7 familias del Orden Hymenoptera (Ichneumonidae, Braconidae, Chalcididae, Encyrtidae, Pteromalidae, Eulophidae y Trichogrammatidae) y dos familias del Orden Diptera (Sarcophagidae y Tachinidae), destacando icneumonídeos y braconídeos. Como depredadores de huevos y larvas destacan el neuróptero *C. carnea* y el coleóptero coccinélido *Coccinella undecimpunctata* L., así como también carábidos pertenecientes a los géneros *Rhopalomelus* y *Calosoma* (Salama et al., 1982). En el Sur de España las especies más frecuentes son los parasitoides de larvas, *M. pulchricornis* e *H. didymator* (Caballero et al., 1990).

El uso de estos enemigos naturales para el control de las plagas de lepidópteros no se ha desarrollado suficientemente; sin embargo, Nazir et al. (2005) apuntan la validez de la suelta de *Trichogramma* sp. y el depredador *C. carnea*, cuyos máximos poblacionales se detectan en los meses de octubre y agosto respectivamente, como alternativa a los métodos químicos contra *Earias* sp. y *P. gossypiella*, dentro de un programa de control integrado en Pakistán.

### 2.1.3. Las arañas como enemigos naturales en el cultivo del algodón

Las arañas son uno de los grupos de depredadores menos conocidos en los estudios de control natural de las plagas del algodón, pese a su abundancia en los ecosistemas terrestres (Sunderland y Samu, 2000).

En campos de algodón del sur de EE.UU, son abundantes especies de arañas pertenecientes a las familias de Oxyopidae, Lycosidae, Salticidae, Anyphaenidae y Thomisidae (Nyffeler et al., 1987a). Por otra parte, los resultados de Gravena y Sterling (1983) y Nuessly y Sterling (1994) mostraron que especies de la familia Oxyopidae, Salticidae, Thomisidae, y Clubionidae fueron las más abundantes en los campos de algodón de Texas. Además, las especies *Hibana futilis* (Banks) (Familia Anyphaenidae) y *Cheiracanthium inclusum* (Hentz) (Familia Miturgidae) han sido observadas alimentándose de huevos de plagas de lepidópteros (Pfannenstiel, 2008). Otros resultados obtenidos en este país confirman que el gremio de arañas no formadoras de redes de seda contribuyen el 68,8% (Dean et al., 1982), 81,8% (Dean et al., 1988) y 69,0% (Whitcomb et al., 1963b) del total de la aracnofauna del cultivo de algodón.

Nyffeler et al. (1987a) han estudiado la depredación de *Oxyopes salticus* (Hentz) sobre artrópodos en campos de algodón no tratado. De todas las especies de arañas recolectadas, la abundancia de dicha especie alcanzó un 68%, con una densidad de población de menos de 0,1 arañas/m<sup>2</sup> en junio y aumentando hasta 7,2 arañas/m<sup>2</sup> en septiembre. Esta especie, que se alimenta durante el día y la noche capturando presas del 0,1 al 1,1 de su propio tamaño, es un depredador generalista y diversifica su dieta entre artrópodos de diferentes especies principalmente hormigas (21,9%), cicadélidos

(17,2%), dípteros (15,6%) y pulgones (14,1%). Otros artrópodos depredadores, como chinches, larvas de crisópidos y sírfidos, supusieron el 42% de la dieta de dicha especie de araña. Por otra parte, Nyffeler et al. (1992) observaron que *O. salticus* es un importante agente de control de *Epitrix* sp. (Chrysomelidae) en algodón, causando el 15% de mortalidad de presas por día en la época de mayor desarrollo del cultivo.

En un trabajo realizado en campos de algodón en China, Zhao (1993) inventarió 204 especies de arañas, pertenecientes a 28 familias y 88 géneros., constituyendo más del 50% de la población de los depredadores de plagas de insectos en el cultivo, por lo que fueron considerados como los más importantes enemigos naturales.

En cultivos de algodón transgénico y convencional del norte de Santa Fe (Argentina) se recolectaron un total de 1255 ejemplares de arañas durante todo el desarrollo del cultivo (Soledad-Almada et al., 2012). El mayor nivel poblacional de arañas se registró en la floración, siendo la familia Thomisidae la que contribuyó con el mayor número de arañas, alcanzando el 84,08% del total, seguida por las familias Araneidae, Salticidae y Lycosidae.

Pérez-Guerrero et al. (2009) han estudiado las especies de arañas presentes en el cultivo de algodón ecológico del suroeste de España durante 2006 y 2007, recolectando 112 ejemplares de las familias Araneidae, Gnaphosidae, Linyphiidae, Lycosidae, Miturgidae, Oxyopidae, Philodromidae, Pisauridae, Salticidae, Theridiidae y Thomisidae, de las cuales la familia Miturgidae, representada por el género *Cheiracanthium*, resultó ser la más abundante con un 25% del total de los ejemplares muestreados, seguido por la familia Thomisidae con el 21,4%, Philodromidae con el 19.6% y Theridiidae con el 16,1%. Estos autores ponen de manifiesto que existen pocos datos sobre la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de arañas del cultivo de algodón en España.

## 2.2. La encina

La encina, *Quercus ilex* L. (Orden Fagales, Familia Fagáceas), que incluye las subespecies *ilex* y *rotundifolia* (Montoya, 1989), es la especie forestal más abundante y

representativa del mediterráneo. Es un árbol de gran longevidad, pudiendo sobrepasar los 700-800 años y alcanzar 25 m de altura. Su sistema radicular, pivotante con rápido crecimiento inicial, es capaz de adaptarse a suelos rocosos y pedregosos (Montoya, 1989). Puede adaptarse a diferentes climas, habitar en numerosos lugares y, por la continua intervención humana, tiene gran variabilidad genética; según la morfología que presenta la hoja o la bellota se han distinguido hasta 21 variedades (Vicioso, 1950). Su distribución geográfica comprende la zona mediterránea (fundamentalmente en su parte occidental), desde la Península Ibérica a Turquía y de Marruecos a Túnez, siendo España el primer país en cuanto a superficie ocupada 563.333 ha (Rodá et al., 2009). Los encinares españoles se extienden fundamentalmente por Cataluña, Baleares, centro y sur de la península y algunas zonas costeras de Levante y el Cantábrico (Meson y Montoya, 1993).

Los dos aprovechamientos típicos a los que puede estar sometido el encinar son el de alimentación ganadera y la caza. Las bellotas son el principal componente del sistema de alimentación de muchas especies de animales salvajes y domésticas del mediterráneo, sobre todo es un ingrediente básico de alimentación de cerdos de alta calidad de carne (Gea-Izquierdo et al. 2006), lo cual tiene un efecto económico y social en la suroeste de la Península Ibérica. Además, la madera de encina, muy dura y compacta, es importante para la fabricación de instrumentos agrícolas y su leña (carbón o picón) y corteza han sido de uso tradicional (San Miguel, 2004).

El encinar de producción ganadera es un sistema antropizado, con una cubierta arbórea alta, cuidada con podas, con densidades de pies por hectárea pequeñas, bien comunicado por caminos, y sin matorral, que cede su sitio a pastizales, casi siempre de especies anuales, para completar la alimentación del ganado, formando la típica y conocida dehesa. Las masas más extensas las encontramos en el suroeste de la península (Cobos y Soria, 1981) predominando la especie *Q. ilex* subsp. *rotundifolia*. Las dehesas constituyen uno de los mejores ejemplos de multifuncionalidad dentro de la silvicultura; se superponen en el espacio y el tiempo las producciones de madera, leñas, frutos y corcho, con la de pastos destinados para ganado y la posibilidad de uso agrícola intermitente, así como aprovechamientos menores como el apícola, plantas medicinales, plantas aromáticas y hongos (San Miguel, 2004).

### **2.2.1. Plagas principales de la encina**

Entre la entomofauna asociada a la encina destacan lepidópteros (noctuidos, tortricidos y lasiocámpidos) y hemípteros (aphidoideos, coccoideos, míridos). Las arañas, himenópteros y coleópteros (sobre todo coccinélidos y curculiónidos) son también poseen importancia relativa, y como grupos menos abundantes los dermápteros, colémbolos y ortópteros (Díaz y Pulido, 1995).

La encina es atacada por numerosas especies fitófagas cuyos niveles poblacionales se mantienen generalmente en equilibrio, aunque en ocasiones puede romperse causando la proliferación de alguna especie que ponga en peligro el aprovechamiento o conservación del encinar (Romanyk y Cadahía, 1992). Esto puede ser debido a diferentes factores, tales como condiciones climáticas, disponibilidad de material vegetal, estado fisiológico de la masa arbórea y la no presencia o disminución de enemigos naturales. Los fitófagos que atacan a la encina se pueden agrupar, fundamentalmente, en tres tipos: las orugas defoliadoras, los perforadores de frutos y las especies xilófagas.

Los insectos defoliadores son parásitos primarios que atacan árboles alimentándose de las hojas y yemas tempranas. La elección del alimento se hace en función de la especie de árbol, la edad de las hojas, su dureza o su posición en el árbol. Los defoliadores desempeñan un papel importante en las cadenas alimentarias al transformar la biomasa vegetal en biomasa animal, al servir de alimento a numerosos depredadores y al acelerar el reciclado de los elementos minerales en el ecosistema forestal. La mayor parte de las especies defoliadoras asociadas a la encina son lepidópteros, principalmente de las familias Tortricidae, Noctuidae y Lymantriidae, que hacen coincidir su fase larvaria con los brotes primaverales de los cuales se alimentan, ocasionando una pérdida de superficie foliar que afecta el proceso fotosintético e incide negativamente en la producción de bellotas, además de causar un debilitamiento en el estado fisiológico del árbol, particularmente si los daños continúan en años sucesivos. Entre los efectos del debilitamiento del árbol se encuentran la mayor susceptibilidad a infecciones por agentes fitopatógenos y al ataque de insectos perforadores de la madera (Dajoz. 2001).

Las orugas de los lepidópteros defoliadores pertenecen a dos gremios: las especies que atacan las hojas por el exterior (defoliadores verdaderos) y las que minan las hojas por el interior para consumir el parénquima. Soria (1988) cita más de 450 especies de lepidópteros paleárticos defoliadores, incluidos en más de 35 familias, asociados al follaje de *Quercus*. La familia Tortricidae es una de las de mayor interés y representación en número de especies, destacando por su repercusión económica *Tortrix viridana* L., especie a la que se le atribuyen la mayor parte de los daños causados en el encinar debido a la destrucción de los brotes primaverales portadores de la flor femenina, con la repercusión posterior en la producción de bellota (Cobos y Soria, 1981, Soria y Notario, 1990, Pascual et al., 1994). Otro de los defoliadores de gran importancia económica es el limántrido *Lymantria dispar* L., especie polífaga que ataca tanto a coníferas como a frondosas (Romanyk y Cadahía, 1992) y que puede llegar a producir fuertes defoliaciones llegando, en ocasiones, a provocar la muerte del árbol cuando los ataques son recurrentes y severos (Soria, 1987, Rosa y Martínez, 1995). La familia Noctuidae está ampliamente representada con especies como *Catocala nymphagoga* Esp., *C. nymphaea* Esp., *Dryobotodes eremita* Fab. o *Dryobotodes monocroma* Esp., que son particularmente importantes por su abundancia en algunas zonas del sur de la Península (Fernández de Córdoba, 1998, 2000; Extremera et al., 2004).

Las dehesas del Sur de España sufren el ataque de varias especies carpófagas cuyas larvas se alimentan en el interior de los frutos. Las que mayores daños causan son, en primer lugar, los coleópteros pertenecientes a la familia Curculionidae, la cual está representada por varias especies del género *Curculio* de características muy similares, entre las que destaca *C. elephas* Gyllenhal (Fernández de Córdoba, 2000). Los adultos de esta especie hacen la puesta perforando las bellotas y depositando varios huevos a partir de los cuales se desarrollarán las larvas provocando la caída anticipada del fruto y, por consiguiente, pérdidas en producción. En segundo lugar se encuentran varias especies de lepidópteros de la familia Tortricidae, entre las que destaca *Cydia fagiglandana* (Zeller), que realiza un daño similar al descrito para *Curculio* aunque, por lo general, su incidencia es menor (Anguita, 1999; Fernández de Córdoba, 2000).



Entre los xilófagos destacan los coleópteros de la familia Cerambycidae, principalmente los del género *Cerambyx*, tales como *C. cerdo* L., *C. miles* Bonelli y *C. welensii* (Brullé), siendo esta última especie la más importante en el sur de España (Fernández de Córdoba, 2000). Sus larvas se alimentan de la madera excavando galerías penetrantes en el tronco y ramas gruesas de árboles, ya debilitados por factores edafoclimáticos adversos o por enfermedades, hasta causar su muerte (Soria et al., 1994; Naveiro y Morcuende, 1994).

También merece mención el coleóptero de la Familia Buprestidae, *Coroebus florentinus* Herb., cuyos adultos realizan la puesta en las ramillas terminales de la encina. La larva excava una galería interna descendente sin causar síntomas aparentes, pero al terminar su desarrollo, a finales de Febrero, anilla la rama para construir una cámara de pupación, lo cual detiene el flujo de savia. El resultado es que la rama toma color verde pálido al principio y marrón rojizo para secarse más tarde, apareciendo la llamada bandera o ramilla roja. Estos daños producen un debilitamiento del árbol por la pérdida de las ramas afectadas que mueren y se quiebran fácilmente por la zona del anillamiento (Soria et al., 1994; Romanyk y Cadahía, 1992).

Las intervenciones fitosanitarias en la dehesa tratan de mantener la población de los fitófagos por debajo del umbral de tolerancia, combinando los métodos de control de manera armónica en el contexto de programas de gestión integrada. La mayor parte de los tratamientos insecticidas van dirigidos a luchar contra *T. viridana* y, en algunas zonas, *L. dispar*, a las que se le atribuye la mayor parte del daño en la Península ibérica (Robredo y Sánchez, 1983, Soria y Notario, 1990; Rosa y Martínez, 1995), a pesar de que, cómo demuestran algunos estudios, otras especies pertenecientes principalmente a los géneros *Catocala* y *Dryobotodes* pueden suponer un mayor perjuicio al ser mucho más abundantes en ciertas zonas del sur de España (Fernández de Córdoba, 2000, Extremera et al., 2004; Pérez-Guerrero et al., 2005).

La lucha contra los defoliadores de encina requiere una correcta elección del insecticida y la técnica de aplicación más eficaz contra la plaga que cause menor riesgo e impacto medioambiental (Demolin, 1978; Robredo y Sánchez, 1983). Es necesaria la utilización de plaguicidas de gran selectividad fisiológica y ecológica y técnicas de aplicación que eviten o reduzcan la contaminación (Robredo y Cadahía, 1992).

Actualmente los productos convencionales (organofosforados y carbamatos) han sido sustituidos por el piretroide Alfa-cipermetrina y por Reguladores del Crecimiento de Insectos (RCI) como el Diflubenzurón (Rosa y Martínez, 1995).

A pesar de que en el medio forestal existen excelentes ejemplos de experiencias de control biológico exitosas, en España los trabajos sobre esta disciplina en la lucha contra plagas forestales son prácticamente inexistentes. La mayoría de los trabajos que prueban formulaciones de *B. thuringiensis* en otros países, fundamentalmente contra *T. viridana* y *L. dispar* (Pavlinov, 1979; Fedoryak, 1983; Brown et al., 1984), obtienen mortalidades de entre el 70 y el 100%. Algunos autores han recomendado la combinación de *B. thuringiensis* con Triclorfón para aumentar la efectividad de los tratamientos (Darichuk, 1981); mientras que otros autores aconsejan la adición de piretroides a dosis subletales para aumentar la mortalidad sin afectar a la fauna auxiliar (Svestka, 1977; Svestka y Vankova, 1980).

En Europa, el control biológico mediante el uso de parásitos o depredadores no ha tenido tanto éxito como se esperaba y las técnicas desarrolladas nunca se han aplicado como estrategia de lucha, debido quizá a que la mayor parte de las plagas son autóctonas y los mayores éxitos del control biológico se han obtenido con plagas importadas. Sin embargo, a mediados de la década de los años veinte, se introdujo en España un parásito de huevos de *L. dispar*, *Schedius kuwanae* Howard procedente de Norteamérica, que actualmente está perfectamente establecido en la Península Ibérica (Rupérez, 1958) y constituye un factor importante en el mantenimiento de las poblaciones de *L. dispar* a niveles bajos de población.

### 2.2.2 Enemigos naturales de los defoliadores de la encina

Los estudios del complejo de enemigos naturales se centran sobre todo en algunos defoliadores de la encina (*T. viridana* y *L. dispar*) que por su importancia han sido más estudiados (Soria y Notario, 1990). En su mayoría, hacen referencia a parasitoides presentes a escala mundial (Thompson, 1947) o bien en España (Ceballos, 1963; Viedma, 1970), en donde se citan *Chalcis intermedia* Nees (García Mercet, 1920), *Macrocentrus thoracicus* (Nees) y *Pimpla maculator* F. (Díaz, 1923) y *Phaeogenes*

*stimulator* (Gravenhorst) (García Mercet, 1923). Entre los depredadores, se ha estudiado la actividad de hormigas (Horstmann, 1977; Inozemtsev, 1974; Smaclyuk, 1974) y de pájaros (Tichy, 1981).

En Centroeuropa, Norteamérica y en España, existen numerosos estudios sobre los enemigos naturales de *L. dispar* (Romanik y Cadahía, 1992; Soria, 1987; Barbosa, 1977; Godwin y Odell, 1984). Se han citado más de 100 especies de parasitoides en la región Paleártica (<http://www.cabi.org/isc/datasheet/31807>), la mayoría pertenecientes a las familias Braconidae, Ichneumonidae y Tachinidae. Las especies más abundantes y frecuentes son los taquínidos *Compsilura concinnata* (Meigen), *Parasetigena silvestris* (Robineau-Desvoidy) y *Blepharipa pratensis* (Meigen) y el braconido *Cotesia melanoscelus* (Ratzeburg) que parasitan a las larvas; el parásito de huevos *Ooencyrtus kuvanae* (Howard) (Familia Encyrtidae) y el parásito de pupas *Brachymeria intermedia* (Nees) (Familia Chalcididae). Entre los depredadores se citan pájaros, roedores y artrópodos, como el carábido *Calosoma sycophanta* L. Además, esta especie es afectada por enfermedades, principalmente las causadas por un Nucleopoliedrovirus (NPVd) y por el hongo *Entomophaga maimaiga* Humber, Shimazu and Soper.

### 2.2.3. Las arañas como enemigos naturales de las plagas de la encina

Existen muy escasos datos en cuanto a la composición específica de arañas asociadas a las especies de *Quercus* (Urones et al., 1990). Las arañas recolectadas mediante trampas de caída (Pitfall) en encinares de España ponen en evidencia la abundancia de las Familias Zodariidae, Gnaphosidae y Lycosidae. Cardoso et al. (2008) en Portugal, usando diferentes métodos de muestreo en alcornocales y encinares, han confirmado la prevalencia de algunos grupos de arañas no formadoras de redes de seda pertenecientes a las familias Philodromidae y Salticidae junto a otras arañas formadoras de redes (Theridiidae, Linyphiidae y Zodariidae).

## Capítulo 3

Potencial de depredación de arañas no formadoras de redes de seda sobre las plagas del algodón *Helicoverpa armigera* y *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Noctuidae).

---

**Artículo Publicado:** Sergio Pérez-Guerrero, Asnake Gelan-Begna, Rafael Tamajón & Enrique Vargas-Osuna (2013). Potential predation of non-webbuilding spider assemblage on cotton pests *Helicoverpa armigera* and *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Noctuidae). *Biocontrol Science and Technology*, **23**: 335-347.

**Potential predation of non-webbuilding spider assemblage on cotton pests  
*Helicoverpa armigera* and *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Noctuidae)**

Sergio Pérez-Guerrero; Asnake Gelan-Begna; Rafael Tamajón and  
Enrique Vargas-Osuna

*Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales. Área de Entomología  
Agroforestal. ETSIAM. Universidad de Córdoba. Edificio Celestino Mutis. Campus  
Universitario de Rabanales. Crta. Madrid-Cádiz, km. 396. 14071 Córdoba. Spain,*

The relative feeding rates and preferences of a hunting-spider assemblage inhabiting southern Spanish cotton fields for two major cotton pests, *Helicoverpa armigera* (Hübner) and *Spodoptera littoralis* (Boisdubal) (Lepidoptera: Noctuidae), were analyzed under laboratory conditions. First, a no-choice feeding test was used to determine relative feeding rates for hunting-spider families and species, offering a fixed number of 10 neonate larvae of *H. armigera* or *S. littoralis* and observing predation after 2 h, 4 h, 8 h, and 24 h. In a second test, *Drosophila melanogaster*, a very palatable alternative prey, was used to determine the degree of preference for cotton pest larvae. The mean number of first-instar lepidoptera larvae consumed by hunting spiders after 24 h was  $8.57 \pm 0.25$ . As expected, spiders showed no preference for either of the two cotton pest species *H. armigera* and *S. littoralis* over the other. Results also showed that cursorial spiders of the families Miturgidae (represented here by *Cheiracanthium pelasgicum*) and Philodromidae consumed significantly higher percentages of larvae than crab spiders belonging to the Thomisidae family after 2 h and 24 h, respectively. In the prey choice test, *C. pelasgicum* displayed a strong preference for cotton pest larvae while Thomisidae and Oxyopidae showed no significant preference. In addition, as the attack sequence progressed, *C. pelasgicum* showed a clear tendency towards the alternation of prey while Thomisidae, and more irregularly Oxyopidae, maintained their preference for *D. melanogaster*. These findings confirmed both the considerable potential value of some cursorial spiders (e.g. *C. pelasgicum*) in the biological control of lepidopteran cotton pests and the relatively low impact of other hunting spiders, e.g. Thomisidae, on pests of this kind.

**Key words:** Cotton, hunting spiders, Lepidoptera, Miturgidae, Thomisidae, *Cheiracanthium pelasgicum*.

## Introduction

The cotton bollworm *Helicoverpa armigera* (Hübner) and the cotton leafworm *Spodoptera littoralis* (Boisdubal) (Lepidoptera: Noctuidae) are among the most serious pests in cotton and many other crops all over southern Europe, Asia, Africa, and Australia (Nyffeler & Sunderland, 2003; Turnbull, 1973; Wise, 1993). Chemical insecticides are widely used to mitigate pest damage but often fail to provide effective results (Armes, Jadhav, & DeSouza, 1996). Since the use of chemical insecticides prompts resistance in targeted pests (Al-Beltagy et al., 2001) as well as environmental pollution (El-Sebae, Zeid, & Saleh, 1993), biological control methods have been included in Integrated Pest Management programmes. It is hoped that the integration of natural enemies in combination with other biological control methods (e.g. use of *Bacillus thuringiensis*) will lead to a substantial drop in pesticide use (Sarmiento et al., 2007).

Spiders are one of the major groups of natural enemies occurring in agroecosystems, and research has highlighted their key role in pest control and limitation (Marc, Canard, & Ysnel, 1999). Spider predation is effective throughout all life stages of insect pests. Spiders use a wide range of techniques to capture prey (Uetz, 1992); whilst web-based prey capture is perhaps the best-known method, around half of the known spider families build no web and instead use other hunting strategies. Most of these non-web building spiders (e.g. Thomisidae or Lycosidae) ‘sit and wait’ for passing arthropods, which they try to catch; only a few families (e.g. Miturgidae or Salticidae) actively move in search of prey. Obviously, there are also intermediate species.

The activity of hunting spiders may be harnessed as part of a programme for the control of pests such as Lepidoptera, whose eggs and larvae cannot be captured in a web (Mansour, 1987; Pearce, Hebronn, Raven, Zalucki, & Hassan, 2004; Pfannenstiel, 2008a). A number of authors have demonstrated the importance of hunting spiders in a wide variety of crops (Mansour & Whitecomb, 1986; Morris, 1999; Warui, Villet, & Young, 2004). Species belonging to the Miturgidae, Philodromidae, Anyphaenidae and Salticidae families are abundant in certain woody crops such as apple, citrus and olive orchards, accounting for between 23% and 52% of the total spider population (Mansour, Rosen, & Shulov, 1980a, 1981; Mansour and Whitcomb, 1986; Morris, Symondson, Kid, & Campos, 1999; Pekár & Kocourek, 2004). Research has confirmed the

predominance of Oxyopidae, Thomisidae, Anyphaenidae and Salticidae in some arable crops, including rice, soybean and tea (Armendano & González, 2011; Chen, You, & Chen, 2011; Rodrigues, Mendoça, and Ott, 2008). In cotton crops, species belonging to the Oxyopidae, Lycosidae, Salticidae, Anyphaenidae and Thomisidae families are abundant, especially in the southern United States (Hayes & Lockley, 1990; Nyffeler, Dean, & Sterling, 1987; Young & Edwards, 1990). In addition, cursorial spiders, mainly *Hibana futilis* (Anyphaenidae) and *Cheiracanthium inclusum* (Miturgidae), have frequently been observed feeding on lepidopteran cotton-pest eggs (Pfannenstiel, 2008b). Few data are available on the specific composition and relative abundance of spider communities in Spanish cotton fields, although Pérez-Guerrero, Tamajón, Aldebis and Vargas-Osuna (2009) recently noted the prevalence of Miturgidae and Philodromidae species in organic cotton crops in southern Spain.

In the present study, feeding tests were carried out under laboratory conditions to determine relative feeding rates and preferences of cotton hunting-spider assemblage for larvae of *H. armigera* and *S. littoralis*, two major lepidopteran cotton pests in southern Spain, with a view to ascertaining possible differences in predation rates and preferences, and to identifying the species displaying greater potential for the biological control of these pests.

## Material and methods

### *Spider collection and identification*

Spiders were collected from an experimental cotton field (area 1.5 ha., interrow spacing 90 cm) at the Institute for Sustainable Agriculture (IAS) located in Córdoba, southern Spain (37° 51' 35'' N to 4° 47' 50'' W). At the start of the crop season (mid-May), parts of this field were infested with aphids, leading to application of a single dimethoate treatment.

Spiders were collected in August and September 2011 by combining two sample methods: beating cotton-plant foliage and using a sweep net with a diameter of 35 cm. Since sampling was not systematic, sample abundance did not necessarily reflect field abundance. Captured specimens were placed in 38-mm-diameter plastic cups with perforated lids and transported to the laboratory. All spiders were kept in separate 9-cm-diameter Petri dishes and maintained under laboratory conditions: 24±2°C, 65% RH and

a photoperiod of 14:10 h (L:D). Spiders were segregated into one of four age groups: first instars (1); intermediate instars (2); last instars (3) and adults (4). Since most of the spiders captured (97.6%) were juvenile, adults (one specimen of *Runcinia grammica* and two specimens of *Synaema globosum*) were excluded from the tests. Taxonomic determination to genus level was performed using identification keys developed by the Iberian Arachnology Group (Barrientos, 2006). Later, where necessary, a sample of captured juveniles was reared to adulthood in the laboratory and fixed in 70% ethanol for species identification using of male and female genitalia (Simon, 1932; <http://www.araneae.unibe.ch>). Finally, a population of *D. melanogaster* Meigen (Diptera, Drosophilidae) was provided by Prof. Ángeles Alonso Moraga (Department of Genetics, University of Córdoba) and maintained under laboratory conditions for use as an alternative prey in the feeding preference test.

#### ***No-choice feeding tests and relative predation rates***

The first experiment sought to determine relative predation rates of the different hunting spider families and species on cotton pest larvae. Two lepidopteran cotton pest species were used: *H. armigera* and *S. littoralis*. All larvae used in bioassays came from colonies established in the Agroforestry Entomology laboratory (University of Córdoba, Spain). Populations of *H. armigera* and *S. littoralis* were reared using a semi-artificial diet following Oballe (1997) and Vargas-Osuna (1985), respectively. A total of 90 spiders belonging to five families (Thomisidae, Miturgidae, Oxyopidae, Philodromidae and Salticidae) were used in this feeding test. Since surveys and in situ collection resulted in an unequal number of spiders in each family, collected spiders were equally distributed between *H. armigera* (n=47) and *S. littoralis* (n=43), taking into account their age (see above for category values). Spiders were kept separate and starved for 14 days prior the introduction of *H. armigera* or *S. littoralis* larvae. Each starved spider was placed in a Petri dish with 10 neonate larvae of either *H. armigera* or *S. littoralis*. Given the large sample size used in this test (a total of 900 larvae) and the differences in body size of juvenile spider species, we selected neonate larvae in order to obtain the highest homogeneity among prey.

Dishes were sealed with laboratory film and the cumulative number of larvae consumed by each spider after 2, 4, 6, 8 and 24h was recorded. Since the predation rates were analyzed for a relatively short period of time (24 h), the first observation was



carried out only 2h after offering prey. A total of six control dishes containing 10 larvae but no spiders were used to assess the number of larvae dying naturally or escaping.

### ***Choice feeding test***

A second bioassay was carried out with a very palatable alternative prey (*D. melanogaster*) to determine the degree of preference for cotton pest larvae and ascertain whether preferences changed with increasing exposure to alternative prey (Haddad, Louw, & Dippenaar-Schoeman, 2004). A total of 51 specimens from the family Thomisidae, *C. pelagicum* and *Oxyopes lineatus* were used in this feeding test. Since last-instar juvenile spiders were the most abundant, only this category was used for testing purposes. Spiders were again distributed equally between *H. armigera* (n=27) and *S. littoralis* (n=24). Spiders were starved for 7 days prior to starting the prey-choice test. Before testing began for each spider, one second-instar lepidoteran larva and one *D. melanogaster* adult were placed in a Petri dish. The choice test started when the spider was introduced into the Petri dish containing two preys. Prey capture was recorded, and each prey killed was immediately replaced. The time taken for the spider to capture each prey was also recorded. The test was terminated when the spider had killed and eaten five prey (five replacements) or after 8-hour observation.

### ***Statistical procedures***

The Statistix v 9.0 software package was used for statistical analysis. Since data did not meet the assumptions of normality, Kruskal-Wallis and U-Mann-Whitney non-parametric tests (Zar, 1984) were used to compare predation rates and capture time by spider groups. Where differences were detected by the Kruskal-Wallis test, an 'all-pairwise comparisons test' was used to calculate significant pairwise differences among means for homogeneous groups. The number of spiders preying on *H. armigera* or *S. littoralis* in comparison to *D. melanogaster* in the prey-choice test was compared using the  $\chi^2$  test also contained in the Statistixv.9.0 statistical software package. Finally, predation rates on cotton pests larvae in comparison to *D. melanogaster* of first prey captured were compared using the  $\chi^2$  test assuming as a null hypothesis (no preference) that 50% of spider fed on cotton pest larvae and 50% fed on *D. melanogaster*.

## Results

### *No-choice feeding tests and relative predation rates*

All spiders used in the no-choice feeding test consumed lepidopteran larvae in the laboratory. There was no significant influence of size (age) on predation rates 2, 4, 6, 8 and 24 h after larvae were offered for most captured species used in the test: *Thomisus onustus* (H=1.26, 0.27, 2.22, 1.96 and 0.71, respectively;  $P>0.05$  in all cases), *Runcinia grammica* (H=0.54, 1.67, 1.27, 0.32 and 0.12, respectively;  $P>0.05$  in all cases), *Oxyopes lineatus* (H=2.73, 4.34, 3.96, 2.87 and 1.24, respectively;  $P>0.05$  in all cases) and *C. pelasgicum* (H=0.38, 1.07, 0.56, 0.95 and 1.63, respectively;  $P>0.05$  in all cases).

The mean number of first-instar cotton pest larvae consumed by hunting spiders after 24 h was  $8.57\pm0.25$ . There was no significant difference in predation rates on *H. armigera* and *S. littoralis* larvae (Mann-Whitney  $U=990.5$ ;  $P>0.05$ ), mean larval consumption being  $8.60\pm0.26$  and  $8.53\pm0.28$ , respectively (Table 2). More over, no significant differences were found in consumption of *H. armigera* and *S. littoralis* larvae by the most representative spider families: Thomisidae, Miturgidae and Oxyopidae (Mann-Whitney  $U=213.5$ , 20.0 and 27.5, respectively;  $P>0.05$  in all cases). Similar results were obtained for the most abundant species belonging to the Thomisidae family: *Thomisus onustus* and *Runcinia grammica* (Mann-Whitney  $U=32.5$  and 22.0, respectively;  $P>0.05$ ; Table 2). The number of larvae dying naturally or escaping was zero for all control dishes.

Since only four Salticidae specimens were collected during sampling, comparison with other families collected would be unrepresentative (Table 1). Even so, it should be noted that Salticidae displayed the highest predation rates, of 92.5% after 2h and 100% after 4 h. There were significant differences in predation rates for the four remaining spider families tested (Thomisidae, Miturgidae, Philodromidae and Oxyopidae) 2 h and 24 h after the start of the experiment (H=14.36 and 12.33;  $P<0.05$  in all cases; Figure 1). After 2 h, Miturgidae (only represented by *Ch.pelasgicum*) had consumed a significantly larger percentage of larvae ( $61.42\pm9.66\%$ ) than Thomisidae ( $32.09\pm2.52\%$ ). There were no significant differences between the percentage of larvae consumed by Miturgidae, Philodromidae and Oxyopidae ( $61.42\pm9.66\%$ ,  $49.17\pm5.57\%$  and  $40.59\pm3.58\%$ , respectively). After 24 h, Philodromidae predation rates increased ( $91.67\pm5.12\%$ ), becoming significantly greater than those recorded for Thomisidae

(81.16±2.14%; H=12.33; P<0.05). There were no significant differences between the percentage of larvae consumed by Philodromidae, Miturgidae and Oxyopidae (91.67±5.12%, 90.00±5.93% and 83.53±4.11%, respectively).

Table 1. Number of hunting spider used in the feeding test.

Family	Genus/species	Nº. Collected spiders
Thomisidae	<i>Thomisus onustus</i> Walckenaer	33
	<i>Runcinia grammica</i> (C. L. Koch)	23
	<i>Xysticus</i> sp.	13
Oxyopidae	<i>Oxyopes lineatus</i> Latreille	30
Miturgidae	<i>Cheiracanthium pelasgicum</i> (C. L. Koch)	26
Philodromidae	<i>Philodromus laricium</i> Simon	8
	<i>Tibellus oblongus</i> Walckenaer	4
Salticidae	<i>Thyene imperialis</i> (Rossi)	1
	<i>Icius</i> sp.	2
	<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn)	1
Total		141

Table 2. Rate of predation by hunting spider assemblage on first-instar cotton pest 24 h after offering prey. Each spider was offered a total of 10 larvae.

Spider Family	Spider Genus/Species	Mean number of prey consumed		
		<i>H. armigera</i>	<i>S. littoralis</i>	Total cotton pests larvae (n)
Thomisidae		8.50 ± 0.41 (22)	7.90 ± 0.62 (21)	8.21 ± 0.37 (43)
	<i>Thomisus onustus</i>	8.50 ± 0.37 (10)	7.50 ± 0.62 (10)	8.00 ± 0.37 (20)
	<i>Runcinia grammica</i>	7.75 ± 0.16 (8)	8.50 ± 0.71 (8)	8.13 ± 0.36 (16)
	<i>Xysticus</i> sp.	10.00 ± 0.00 (4)	7.67 ± 0.88 (3)	9.00 ± 0.58 (7)
Oxyopidae	<i>Oxyopes lineatus</i>	8.00 ± 0.62 (9)	8.75 ± 0.53 (8)	8.35 ± 0.41 (17)
Miturgidae	<i>Cheiracanthium pelasgicum</i>	8.29 ± 1.13 (7)	9.71 ± 0.29 (7)	9.00 ± 0.59 (14)
Philodromidae		9.57 ± 0.43 (7)	8.60 ± 1.17 (5)	9.17 ± 0.53 (12)
	<i>Philodromus laricium</i>	9.40 ± 0.60 (5)	7.67 ± 1.86 (3)	8.75 ± 0.77 (8)
	<i>Tibellus oblongus</i>	10.00 ± 0.00 (2)	10.00 ± 0.00 (2)	10.00 ± 0.00 (4)
Salticidae		10.00 ± 0.00 (2)	10.00 ± 0.00 (2)	10.00 ± 0.00 (4)
	<i>Thyene imperialis</i>	10.00 ± 0.00 (1)	-	10.00 ± - (1)
	<i>Phlegra fasciata</i>	-	10.00 ± 0.00 (1)	10.00 ± - (1)
	<i>Icius</i> sp.	10.00 ± 0.00 (1)	10.00 ± 0.00 (1)	10.00 ± 0.00 (2)
Average for all of the species reported		8.60 ± 0.26 (47)	8.53 ± 0.28 (43)	8.57 ± 0.25 (90)

### Choice feeding test

Of the 51 spiders used in the prey-choice test, only two specimens of *O. lineatus* failed to consume at least one of the prey offered. For all hunting spiders used, the mean percentage of spiders preying first on cotton pest larvae was 37.74%. During five predation replacements, the percentage of spiders preferring cotton pest larvae to *D. melanogaster* ranged from 42.31% to 30.00% (Table 3). There was no significant difference between the number of spiders preferring *H. armigera* or *S. littoralis* larvae (39.36%) to *D. melanogaster* (35.38%) for the total of episodes ( $\chi^2= 0.26$ ;  $P>0.05$ ; Table 3). The percentage of spiders preferring *H. armigera* to *D. melanogaster* over five predation episodes ranged from 50.0% to 28.57%, whilst the percentage preference for *S. littoralis* ranged from 54.54% to 12.50%. No significant differences were recorded between the number of spiders preferring *H. armigera* or *S. littoralis* larvae over *D. melanogaster* during five predation replacements ( $\chi^2=2.34, 2.84, 0.36, 1.94, 0.84$ ;  $P>0.05$  for all cases; Table 3).

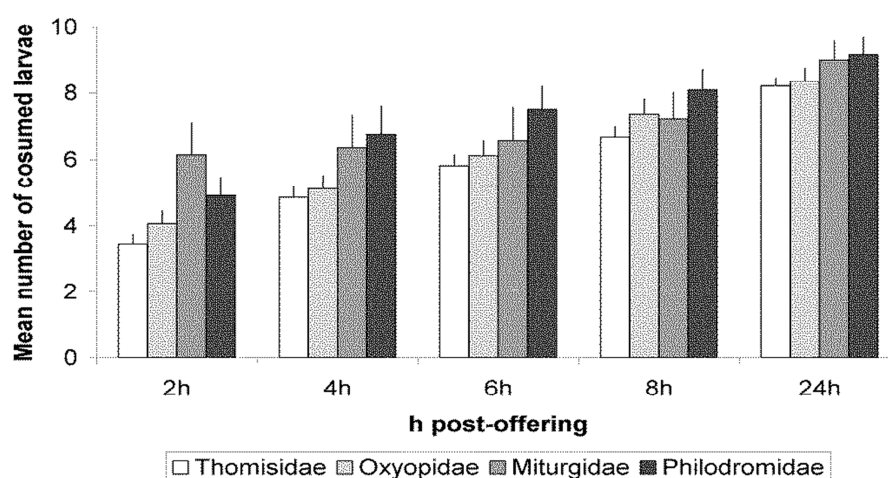


Figure 1. Mean number of cotton pest first-instar larvae consumed by spiders belonging to different families 2, 4, 6, 8 and 24 h after offering. Vertical lines show standard error.

Table 3. Percentages of cotton pest larvae attacked by hunting spiders during five predation replacements (see Material and Methods section).

Prey	Predation sequence					Total
	1	2	3	4	5	
<i>Helicoverpa armigera</i>	33.33	50	28.57	41.67	44.44	39.36
<i>Spodoptera littoralis</i>	54.54	23.53	38.46	12.5	20	35.38
Total cotton pests larvae	42.31	38.46	32.35	30	35.71	37.74

The prey preference of three spider families used in the prey-choice test (Thomisidae, Miturgidae and Oxyopidae) is shown in Figure 2. In terms of the first prey captured, *C. pelagicum* showed a strong preference for cotton pest larvae (accounting for 91.67% of first prey captured;  $\chi^2=5.04$ ;  $P<0.05$ ), Thomisidae displayed a high predation rate on the palatable prey *D. melanogaster* but no significant preference for this specie (73.08% of first prey captured;  $\chi^2=2.92$ ;  $P>0.05$ ) and Oxyopidae showed no preference for any of two prey species (53.85% of first prey captured;  $\chi^2=0.42$ ;  $P>0.05$ ). As the attack sequence progressed, *C. pelagicum* exhibited a clear tendency towards the alternation of prey (25%, 41.67%, 8.33% and 25% of cotton pest larvae captured and 33.33%, 16.67%, 33.33% and 8.33% of *D. melanogaster* captured in second, third, fourth, and fifth episodes, respectively). There were significant differences between number of *C. pelagicum* specimens that fed on cotton pests larvae or *D. melanogaster* in the first attack and number of *C. pelagicum* specimens that fed on cotton pests larvae or *D. melanogaster* in the second attack ( $\chi^2=5.42$ ;  $P<0.05$ ); therefore, there were significant changes in preference. Thomisidae, and more irregularly Oxyopidae, maintained a higher predation on *D. melanogaster* than on cotton pests larvae (Figure 2). Only 20.93% of the spiders used in the prey-choice test completed five attacks within the first 8 h of observation. The time spent by those spiders in consuming five preys ranged from 1 h 17 min for one *C. pelagicum* specimen to 5 h 54 min for one *O. linneatus* specimen. There were no significant differences in the average time to first attack by the three spider families used in the test: Thomisidae, Oxyopidae and Miturgidae ( $H=0.98$ ;  $P>0.05$ ). Finally, the average time to first attack on flies (24.45 min) was significantly lower (Mann-Whitney  $U=146.5$ ;  $P<0.05$ ) than the average time to first attack on lepidopteran larvae (56.33 min).

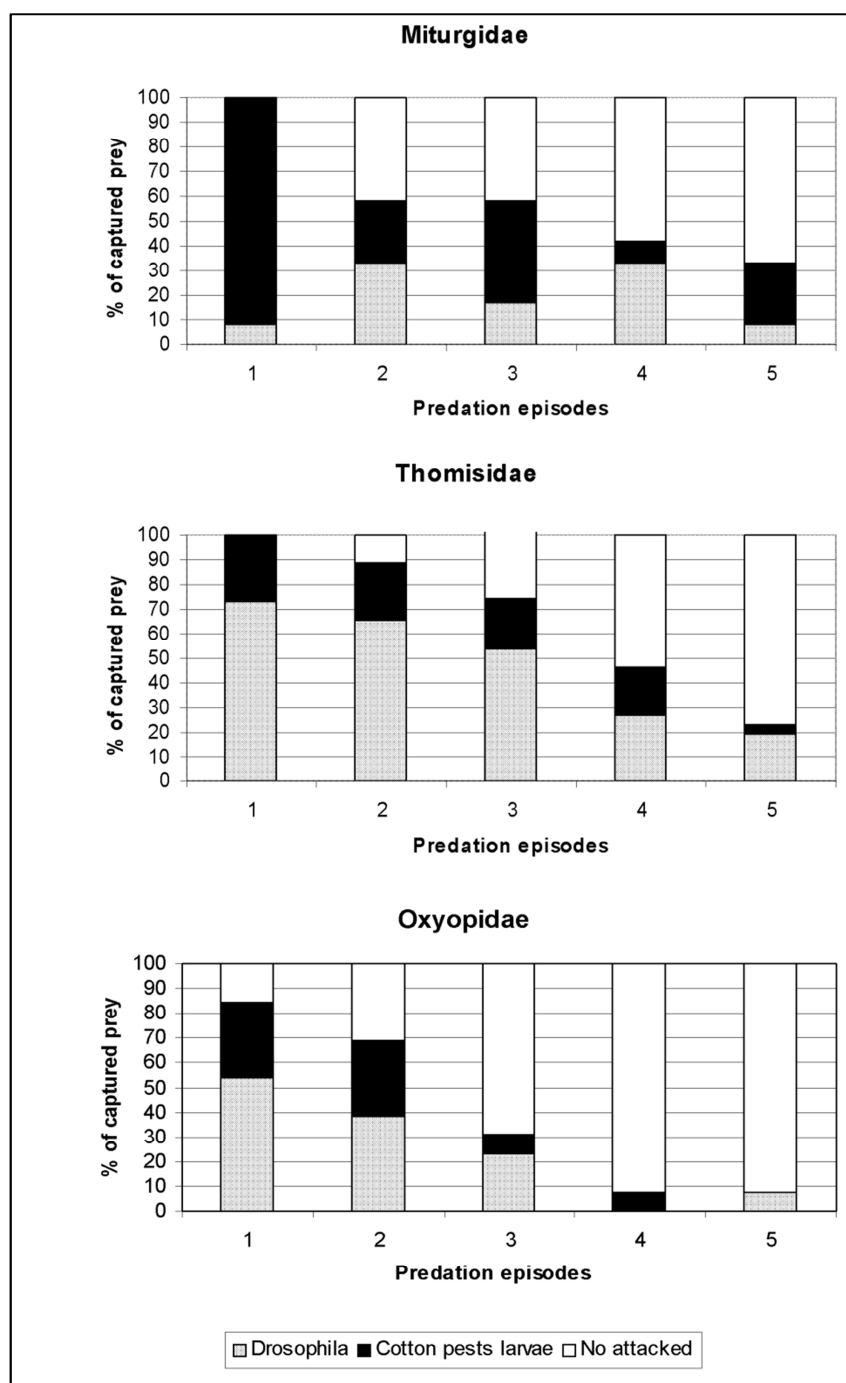


Figure 2. Proportion of prey consumed by spiders belonging to Miturgidae (only represented by *Cheiracantium pelagicum*; n=12), Thomisidae (n=26) and Oxyopidae (only represented by *Oxyopes lineatus*; n=13) during five predation replacements in a prey-choice feeding test (see Material and Methods section).

## Discussion

Some of the spider species used in this study had not been previously recorded from Spanish cotton fields. The Salticidae species *Thyene imperialis*, *Phlegra fasciata* and *Icius* sp. were not previously reported by Pérez-Guerrero et al. (2009). Although laboratory studies do not simulate field conditions, the no-choice feeding tests provided useful information regarding the relative predation rates of different spider families and species. The age and size of juvenile spiders had no perceptible influence on predation rates. This may be due to the small size of the prey offered (lepidopteran neonate larvae), which were considerably smaller than even the smallest spiders, and also to the long starvation period to which spiders were subjected. The age-structure of the captured spiders suggests that they would have a marked impact on lepidopteran pests present in the cotton crop at the same time.

In general, the predation rates of starved hunting spiders on Lepidoptera larvae tend to be elevated (above 85%); Pearce et al. (2004) reported predation rates of over 90% with starved soybean-field spiders. Here, predation rates were high, and not significantly different, for the two lepidopteran prey tested. This was to be expected, since most spiders seem to be generalists; oligophagous species are relatively rare and no monophagous species are known (Nentwig, 1986; Pekár, Coddington, and Blackledge, 2012).

Although very few specimens were captured and used, Salticidae displayed the highest predation rates, consuming 100% of larvae 4 h after offering. Salticidae is often cited among the most abundant families in arable (Armendano & González, 2011; Chen et al. 2011; Rodrigues et al., 2008;) and woody crops (Mansour et al., 1980a, 1981; Mansour & Whitcomb, 1986; Morris et al., 1999; Pekár & Kocourek, 2004). Warui et al. (2004) have reported the predominance of Salticidae in black cotton fields. However, previous research in southern Spain (Pérez-Guerrero et al., 2009) has not identified Salticidae among the most abundant families in cotton crops. It may be necessary to increase the sampling volume for this family that includes many small species.

In general, cursorial spiders (Miturgidae, Philodromidae and Oxyopidae) consumed more larvae in less time than crab spiders (Thomisidae; Figure 1). This may be due to differences in the method used to capture prey: cursorial spiders constantly move around and actively search for prey, while Thomisidae are quite sedentary and

wait for passing arthropods, which they try to subdue (Nentwig, 1986). As a result of this active searching, Miturgidae (represented by *C. pelasgicum*) consumed over 60% of lepidopteran larvae offered by 2h from the start of the test, which is significantly more than Thomisidae, which consumed roughly one third of the offered larvae (32%) over the same interval. Patt and Pfannenstiel (2009) have shown, under similar laboratory conditions that cursorial spiders such as Anyphaenidae and Miturgidae change their foraging behaviour following food consumption, restricting the area searched and thus facilitating the efficient location of food. Philodromidae and Oxyopidae displayed a slightly, but not significantly, lower consumption rate of over 40%. It may thus be surmised that the predation activity of *C. pelasgicum* would be slightly more efficient than that of Philodromidae and Oxyopidae in the early stages of the experiment (as a response to a long period of starvation), enabling more larvae to be located in less time. By the end of the test (after 24 h), another cursorial spider family (Philodromidae) had consumed significantly more larvae than Thomisidae. The predation rate displayed by Miturgidae did not differ significantly from that of Philodromidae, while that of Oxyopidae was very similar to that recorded for Thomisidae (Table 2). These results differ from those reported by Pearce et al. (2004), who found very similar rates of predation on *Helicoverpa zea* larvae between different spider families in soybean fields. Indeed, the predation rates reported by these authors for Thomisidae were slightly higher than those recorded for Oxyopidae, and very similar to those found for Clubionidae (which previously included Miturgidae).

Data obtained in the prey-choice test similarly highlighted the potential importance of hunting spider assemblages in general and of certain families in particular. Even though *D. melanogaster* is reportedly a very palatable prey for most spiders (Bilde & Toft, 1997, 2001; Toft, 1999), and although this species was much more active in the Petri dishes than lepidopteran larvae (thus facilitating location of the prey by hunting spiders; Persons & Uetz, 1996), the hunting spider assemblage had a considerable impact on lepidopteran larvae, consuming around 42% in first attacks, and 38% in total attacks. In a similar test, Haddad et al. (2004) noted the very low predation level (0% for first attacks and 9% for total attacks) of *Heliophanus pistaciae* (Salticidae) on *Nysius natalensis* (Hemiptera: Lygaeidae) when *D. melanogaster* was offered as an alternative prey. Here, analysis of the preferences of each of the three spider families tested yielded major differences (Figure 2). *C. pelasgicum* displayed a strong initial



preference for cotton pest larvae, thus confirming the importance of *Cheiracanthium* spp. as potential predators on lepidopteran cotton pests (McDaniel & Sterling, 1982; Pfannenstiel, 2008b). However, *C. pelasgicum* also exhibited a clear tendency towards alternating between prey types; this is something worth taking into account from the point of view of biological control. The genus *Cheiracanthium* has been reported to prey fundamentally not only on Lepidoptera (Mansour, Rosen, & Shulov, 1980b; Miliczky & Calkins, 2002; Pfannenstiel, 2008b) but also on other orders, including Homoptera (Michaud, 2004). Nonetheless, there is little information available regarding the true spectrum of prey captured by *Cheiracanthium* species in crop fields. The results obtained here suggest that, if available, *Cheiracanthium* species tend to alternate between Lepidoptera and other insect groups. Recently, some authors have demonstrated that invertebrate predators, particularly spiders, can regulate their captures and their intake to redress an existing imbalance of nutrients (Jensen, Mayntz, Toft, Raubenheimer, & Simpson, 2011; Mayntz, Raubenheimer, Salomon, Toft, & Simpson, 2005). After a period of starvation, *C. pelasgicum* preferentially preyed on lepidopteran cotton pest larvae but subsequently shifted to *D. melanogaster*. Since prey vary considerably in nutrient composition depending on species and other factors (Fagan et al., 2002; Wilder et al., 2010), *C. pelasgicum* may need to alternate between food types to balance nutrient intake as have been demonstrated in other spider species (e. g. *Pardosa prativaga*; Lycosidae) and other active-searching predators (Jensen et al., 2011; Mayntz et al., 2005). Further research is required in order to confirm the hunting behaviour of *Cheiracanthium* spp. (and other cursorial spiders) and its implications for the potential control of lepidopteran pests, interactions with non-target species and intraguild predation.

Even though Thomisidae displayed a high predation rate on *D. melanogaster*, this family and Oxyopidae showed no significant preference for *D. melanogaster*. Others have reported that Diptera species are a major food source for these spider families (Heo, Mohamed, Jeffery, & Omar, 2008; Nentwig, 1986; Nyffeler et al., 1987; Turner, 1979). However, as indicated both by the present results and by previous research, the larvae of some major lepidopteran pests may account for a part of the diet of Thomisidae and Oxyopidae (Turner, 1979; Young & Lockley, 1985). Nevertheless, Oxyopidae is a well-known predator of secondary pests (Nyffeler, Dean, & Sterling, 1992) including mirids (Whitehouse, Barnett, Mansfield, & Broughton, 2011) and so

has an important role to play within multispecies predator-pest complexes in cotton. Thomisidae and Oxyopidae species may therefore be useful when pest levels are particularly high and the availability of this type of predator is also high. Finally, although in general Miturgidae displayed more efficient predatory activity in the prey-choice test, there was no significant difference between the three hunting spider families with regard to the time taken to capture prey, most likely due to the greater activity of flies in the Petri dishes. As indicated earlier, increased activity facilitates the location of prey by hunting spiders (Persons & Uetz, 1996) and the main prey of Thomisidae and Oxyopidae was *D. melanogaster*, making capture times very similar.

In summary, hunting spiders showed no preference for either of the two cotton pest species *H. armigera* and *S. littoralis*, and cursorial spiders (mainly Miturgidae and Philodromidae) displayed higher predation rates than crab spiders (Thomisidae), consuming more larvae in less time. *C. pelasgicum* exhibited a clear preference for lepidopteran larvae, so the impact of this spider species on lepidopteran pests is likely to be much greater than for species of Oxyopidae and Thomisidae. Moreover, since *C. pelasgicum* tended to alternate the capture of Lepidoptera with that of other insects (in this case flies), it should be stressed that further research is required in order to confirm this behaviour in the field and to evaluate the impact of this species in the biological control of cotton pests.

### Acknowledgements

The authors are grateful to Prof. Ángeles Alonso Moraga, Department of Genetics (University of Córdoba, Spain), for providing *D. melanogaster* population.

### References

- Al-Beltagy, A. M., Radwan, H. S., El-Bermawy, Z. A., Nassar, M. E., Yousef, A. G., & Shekeban, M. M. (2001), Monitoring for insecticide resistance in bollworms field populations using vial residue assay technique. *Egyptian Journal of Agricultural Research*, 79, 935-948.
- Armendano, A., & González, A. (2011), Efecto de las arañas (Arachnida: Araneae) como depredadoras de insectos plaga en cultivos de alfalfa (*Medicago sativa*) (Fabaceae) en Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 59, 1651-1662.
- Armes, N. J., Jadhav, D. R., & DeSouza, K. R. (1996), A survey of insecticide resistance in *Helicoverpa armigera* in Indian sub-continent. *Bulletin of Entomological Research*, 86, 499-514.

- Barrientos, J. A. (2006), Claves de los arácnidos ibéricos (documento de trabajo). Jornadas sobre taxonomía de arácnidos ibéricos. III Curso Práctico de Aracnología, Grupo Ibérico de Aracnología, Córdoba 20 al 24 de julio, 198 pp.
- Bilde, T., & Toft, S. (1997), Limited predation capacity by generalist arthropod predators on the cereal aphid, *Rhopalosiphum padi*. *Biological Agriculture and Horticulture*, 15, 143-150.
- Bilde, T., & Toft, S. (2001), The value of three cereal aphid species as food for a generalist predator. *Physiological Entomology*, 26, 58-68.
- Chen, L., You, M. S., & Chen, S. B. (2011), Effects of cover crops on spider communities in tea plantations. *Biological Control*, 59, 326-335.
- El-Sebae, A. H., Zeid, M. A., & Saleh, M. A. (1993), Status and environmental impact of toxaphene in the third world a case study of African agriculture. *Chemosphere*, 27, 2063-2072.
- Fagan, W. F., Siemann, E., Mitter, C., Denno, R. F., Huberty, A. F., Woods, H. A., & Elser, J. J. (2002), Nitrogen in insects: Implications for trophic complexity and species diversification. *American Naturalist*, 160, 784-802.
- Haddad, C. R., Louw, S. V., & Dippenaar-Schoeman, A. S. (2004), An assessment of the biological control potential of *Heliophanus pistaciae* (Araneae: salticidae) on *Nysius natalensis* (Hemiptera: Lygaeidae), a pest of pistachio nuts. *Biological Control*, 31, 83- 90.
- Hayes, J. L., & Lockley, T. C. (1990), Prey and nocturnal activity of wolf spiders (Araneae: Lycosidae) in cotton fields in the delta region of Mississippi. *Environmental Entomology*, 19, 1512-1518.
- Heo, C. C., Mohamed, A. M., Jeffery, J., & Omar, B. (2008), On the predation of fly, *Hrysomya rufifacies* (Macquart) by a spider, *Oxyopes* sp. Latreille (Oxyopidae). *Tropical Biomedicine*, 25, 93-95.
- Jensen, K., Mayntz, D., Toft, S., Raubenheimer, D., & Simpson, S. J. (2011), Nutrient regulation in a predator, the wolf spider *Pardosa prativaga*. *Animal Behaviour*, 81, 993-999.
- Mansour, F. (1987), Spiders in sprayed and unsprayed cotton fields in Israel, their interactions with cotton pests and their importance as predators of the Egyptian cotton leaf worm, *Spodoptera littoralis*. *Phytoparasitica*, 15, 31-41.
- Mansour, F., Rosen, D., & Shulov, A. (1980a), A survey of spider populations (Araneae) in sprayed and unsprayed apple orchards in Israel and their ability to feed on larvae of *Spodoptera littoralis* (Boisd.). *Acta Oecologica*, 1, 189-197.
- Mansour, F., Rosen, D., & Shulov, A. (1980b), Biology of the spider *Cheiracanthium mildei* (Arachnida: Clubionidae). *Entomophaga*, 25, 237-248.
- Mansour, F., Rosen, D., & Shulov, A. (1981), Disturbing effect of a spider on larval aggregation of *Spodoptera littoralis*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 29, 234-237.

- Mansour, F., & Whitcomb, W. H. (1986), The spiders of a citrus grove in Israel and their role as biocontrol agents of *Ceroplastes floridensis* (Homoptera, Coccidae). *Entomophaga*, 31, 269-276.
- Marc, P., Canard, A., & Ysnel, F. (1999), Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 74, 229-273.
- Mayntz, D., Raubenheimer, D., Salomon, M., Toft, S., & Simpson, S. J. (2005), Nutrient- specific foraging in invertebrate predators. *Science*, 307, 111-113.
- McDaniel, S. G., & Sterling, W. L. (1982), Predation of *Heliothis virescens* egg on cotton in East Texas. *Environmental Entomology*, 11, 60-66.
- Michaud, J. P. (2004), Natural mortality of Asian *Citrus psyllid*, (Homoptera: Psyllidae) in Central Florida. *Biological Control*, 29, 260-269.
- Miliczky, E. R., & Calkins, C. O. (2002), Spiders (Araneae) as potential predators of leafroller larvae and egg masses (Lepidoptera: Tortricidae) in central Washington apple and pear orchards. *Pan-Pacific Entomologist*, 78, 140-150.
- Morris, T. I., Symondson, W., Kid, N., & Campos, M. (1999), Las arañas y su incidencia sobre Prays oleae en el olivar. *Boletín Sanidad Vegetal Plagas*, 25, 475-489.
- Nentwig, W. (1986), Non-webbuilding spiders: Prey specialists or generalists? *Oecologia*, 69, 571-576.
- Nyffeler, M., Dean, D. A., & Sterling, W. L. (1987), Evaluation of the importance of the striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae, Oxyopidae) as a predator in Texas cotton. *Environmental Entomology*, 16, 1114-1123.
- Nyffeler, M., Dean, D. A., & Sterling, W. L. (1992), Diets, feeding specialization, and predatory role of two lynx spiders, *Oxyopes salticus* and *Peucetia viridans* (Araneae: Oxyopidae) in a Texas cotton agroecosystem. *Environmental Entomology*, 21, 1457-1465.
- Nyffeler, M., & Sunderland, K. D. (2003), Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: A comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 95, 579-612.
- Oballe, R. (1997), Selección de agentes bióticos autóctonos para el control biológico de las plagas de *Helicoverpa armígera* (Hübner) (Lepidoptera: Noctuidae) (Unpublished doctoral dissertation). Universidad de Córdoba, Córdoba, Spain.
- Patt, J. M., & Pfannenstiel, R. S. (2009), Characterization of restricted area searching behavior following consumption of prey and non-prey food in a cursorial spider, *Hibana futilis*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 132, 13-30.
- Pearce, S., Hebronn, W. M., Raven, R. J., Zalucki, M. P., & Hassan, E. (2004), Spider fauna of soybean crops in south-east Queensland and their potential as predators of *Helicoverpa* spp. (Lepidoptera: Noctuidae). *Australian Journal of Entomology*, 43, 57- 65.

- Pérez-Guerrero, S., Tamajón, R. A., Aldebis, H. K., & Vargas-Osuna, E. (2009), Comunidad de arañas en cultivos de algodón ecológico en el sur de España. *Revista Colombiana de Entomología*, 35, 168-172.
- Persons, M. H., & Uetz, G. W. (1996), The influence of sensory information on patch residence time in wolf spiders (Araneae: Lycosidae). *Animal Behaviour*, 51, 1285-1293.
- Pekár, S., Coddington, J. A., & Blackledge, T. A. (2012), Evolution of stenophagy in spiders (Araneae): Evidence based on the comparative analysis of spider diets. *Evolution*, 66, 776-806.
- Pekár, S., & Kocourek, F. (2004), Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology*, 128, 561-566.
- Pfannenstiel, R. S. (2008a), Development of the cursorial spider, *Cheiracanthium inclusum* (Araneae: Miturgidae), on eggs of *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: Noctuidae). *Journal of Entomological Science*, 43, 418-422.
- Pfannenstiel, R. S. (2008b), Spider predators of lepidopteran eggs in south Texas field crops. *Biological Control*, 46, 202-208.
- Rodrigues, E. N. L., Mendonça, M. S., & Ott, R. (2008), Fauna de aranhas (Arachnida, Araneae) em diferentes estágios do cultivo do arroz irrigado em Cachoeirinha, RS, Brasil. *Iheringia Série Zoolgia*, 98, 362-371.
- Sarmiento, R. A., Pallini, A., Venzon, M., de Souza, O. F. F., Mollina-Rugama, A. J., & de Oliveira, C. L. (2007), Functional response of the predator *Eriopis connexa* (Coleoptera: Coccinellidae) to different prey types. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50, 121-126.
- Simon, E. (1932), *Les Arachnides de France*, París: Tomos I-VIII.
- Toft, S. (1999), Prey choice and spider fitness. *Journal of Arachnology*, 27, 301-307.
- Turnbull, A. L. (1973), Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology*, 18, 305-348.
- Turner, M. (1979), Diet and feeding phenology of the green Lynx spider, *Peucetiaviridans* (Araneae: Oxyopidae). *Journal of Arachnology*, 7, 149-154.
- Uetz, G. W. (1992), Foraging strategies of spiders. *Trends in Ecology and Evolution*, 7, 155-159.
- Vargas-Osuna, E. (1985), La reproducción de *Spodoptera littoralis* (Boisduval) y sus alteraciones por el virus de la poliedrosis nuclear (VPN) (Unpublished doctoral dissertation). Universidad de Córdoba, Córdoba, Spain.
- Warui, C. M., Villet, M. H., & Young, T. P. (2004), Spiders (Araneae) from black cotton soils of a highland Savanna in Laikipia, central Kenya. *Journal of Afrotropical Zoology*, 1, 13-24.

- Whitehouse, M. E. A., Barnett, M., Mansfield, S., & Broughton, K. (2011), Intraguild interactions and predator effects the potential role of Lynx spiders and damsel bugs in the control of green mirid damage in cotton. *Austral Ecology*, 36, 687-697.
- Wilder, S. M., Mayntz, D., Toft, S., Rypstra, A. L., Pilati, A., & Vanni, M. J. (2010), Intraspecific variation in the quality of prey: A comparison of nutrient presence in prey and nutrient extraction by spiders. *Oikos*, 119, 350-358.
- Wise, D. H. (1993), *Spiders in ecological webs*, Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Young, O. P., & Edwards, G. B. (1990), Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. *Journal of Arachnology*, 18,1-27.
- Young, O. P., & Lockley, T. C. (1985), The striped Lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae: Oxyopidae), in agroecosystems. *Entomophaga*, 30, 329-346.
- Zar, J. H. (1984), *Biostatistical analysis*, New York: Prentice-Hall.

## Capítulo 4

Impacto de la depredación intragremial de *Cheiracanthium pelasgicum* (Araneae: Miturgidae) y *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae) en el control potencial de la plaga del algodón *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae).

---

**Artículo publicado:** Sergio Pérez-Guerrero, Asnake Gelan-Begna & Enrique Vargas-Osuna (2013). Impact of *Cheiracanthium- pelasgicum* (Araneae: Miturgidae) and *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae) intraguild predation on the potential control of cotton pest *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae). ***Biocontrol Science and Technology*, 24: 216-228.**

**Impact of *Cheiracanthium pelasgicum* (Araneae: Miturgidae) and *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae) intraguild predation on the potential control of cotton pest *Helicoverpa armigera***

Sergio Pérez-Guerrero, Asnake Gelan-Begna and Enrique Vargas-Osuna

*Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales, Área de Entomología Agroforestal, Universidad de Córdoba, Edificio Celestino Mutis, Córdoba, Spain*

Antagonist interactions such as intraguild predation (IGP) or cannibalism among predatory arthropods can reduce the impact of these invertebrates on pest limitation in agroecosystems. Here, the effects of IGP between two major natural enemies of cotton pests, the cursorial spider *Cheiracanthium pelasgicum* (C.L. Koch) and the common green lacewing *Chrysoperla carnea* (Stephens), were studied under laboratory conditions. First, a feeding preference test was carried out to determine the degree of *C. pelasgicum* preference for lacewing larvae, using second-instar *Helicoverpa armigera* larvae as alternative prey. In a second bioassay, the effects of predator interactions on potential predation of *H. armigera* larvae were analysed using three treatment combinations (plus a control with no predator): (1) spider alone, (2) lacewing larvae alone, (3) spider + lacewing larvae. Potential predation by *C. pelasgicum* on lacewing eggs was also studied. *C. pelasgicum* showed no significant preference for either of the two species, indicating that this spider may impact negatively on the Green lacewing population. Findings revealed no additive effects and an antagonist interaction between *C. pelasgicum* and green lacewing larvae, which adversely affected *H. armigera* suppression; both predators displayed lower predation rates when kept together than either predator alone. However, presence of lacewing larvae and subsequent unidirectional IGP did not affect the predation capacity of *C. pelasgicum*. Finally, predation rates of *C. pelasgicum* on lacewing eggs were very low (mean  $2.35 \pm 0.71$  eggs, 24 h after offering) indicating that the impact of *C. pelasgicum* on lacewing populations may be limited.

**Keywords:** intraguild predation; Araneae; Neuroptera; *Cheiracanthium pelasgicum*; *Chrysoperla carnea*; *Helicoverpa armigera*



## Introduction

The cotton bollworm *Helicoverpa armigera* (Hübner) (Lepidoptera: Noctuidae) is a major lepidoteran pest in cotton and many other crops all over southern Europe, Asia, Africa, and Australia (Fitt, 1989). Over recent years, efforts have been made to include biological control methods in Integrated Pest Management programmes, in order to mitigate resistance to pesticides and to limit environmental pollution (Al-Beltagy et al., 2001; El-Sebae, Zeid, & Saleh, 1993) associated with the use of chemical insecticides. The use of beneficial arthropods may play an important role in pest limitation, particularly when biological control methods enabling their use are included in management programmes. Spiders are among the major predator groups occurring in agroecosystems, and research has highlighted their key role in pest control and limitation (Marc, Canard, & Ysnel, 1999 and references therein; Pérez-Guerrero, Gelan-Begna, Tamajón, & Vargas-Osuna, 2013). Around half of the known spider families build no web to capture prey, instead using other hunting strategies (Uetz, 1992). Among these non- webbuilding spiders, most have a ‘sit and wait’ ambush strategy (e.g. Thomisidae and Lycocidae); only a few families actively move across the foliage in search of prey (e.g. the cursorial spiders Miturgidae or Salticidae). The activity of these cursorial spiders may be harnessed for the control of pests such as Lepidoptera, whose eggs and larvae cannot be captured in a web (Mansour, 1987; Pearce, Hebron, Raven, Zalucki, & Hassan, 2004; Pfannenstiel, 2008). Recently, Pérez-Guerrero et al. (2013) reported that certain cursorial families (Miturgidae and Philodromidae) displayed greater potential predation on lepidopteran larvae than other hunting families (e.g. crab spiders; Thomisidae). Previous reports have noted the importance of cursorial spiders (Miturgidae, Philodromidae, Anyphaenidae, Oxyopidae and Salticidae families) in woody and arable crops (Armendano & González, 2011; Chen, You, & Chen, 2011; Mansour & Whitecomb, 1986; Morris, Symondson, Kidd, & Campos, 1999; Pekár & Kocourek, 2004). In cotton crops, cursorial species appear to be among the most abundant spider groups (Mansour, 1987; Warui, Villet, & Young, 2004), preying not only on lepidopteran cotton-pest larvae but also on eggs (Pfannenstiel, 2008). Although few data are yet available on the specific composition and relative abundance of spider communities in Spanish cotton fields, Pérez- Guerrero, Tamajón, Aldebis, and Vargas-Osuna (2009) and Pérez-Guerrero et al. (2013) have highlighted the prevalence of certain cursorial spider families, especially Oxyopidae, Philodromidae and Miturgidae. The findings reported by Pérez- Guerrero et al. (2013) particularly focus attention on *C.*

*pelasgicum* (C.L. Koch) as a major potential predator on lepidopteran cotton pests in terms of both predation-rates and preferences. Species of the genus *Cheiracanthium* have been identified as effective hunters, preying not only on lepidopteran larvae and eggs (Mansour, Rosen, & Shulov, 1980; Miliczky & Calkins, 2002; Pfannenstiel, 2008) but also on other taxa (Michaud, 2004). *Cheiracanthium* species display elevated rates of predation on *Helicoverpa* spp. larvae and eggs under laboratory conditions (Pearce et al., 2005; Pérez-Guerrero et al., 2013), and field observations have confirmed the key contribution of these cursorial species to the control of these important pests (Pfannenstiel, 2008). Antagonistic interactions such as intraguild predation (IGP) or cannibalism among predatory arthropods can reduce the impact of these predators on pest limitation in agroecosystems (Finke & Denno, 2003). Unidirectional and bidirectional IGP is a widespread phenomenon occurring in several taxa and several agricultural habitats (Hodge, 1999). Previous reports have documented IGP in/ between several insect taxa, mainly Heteroptera (Rosenheim, Wilhoit, & Armer, 1993; Lucas & Rosenheim, 2011), Coleoptera (Agarwala & Dixon, 1992; Katsanis, Babendreier, Nentwig, & Kenis, 2013) and Neuroptera (Phoofolo & Obrycki, 1998; Souza, Costa, Tanque, Oliveir, & Santos, 2008), as well as in other arthropods groups, notably spiders (Dinter, 2002; Korenko, Pekar, & Honek, 2010). IGP between spiders and other arthropods are relatively frequent, and can be determined by a number of factors including prey availability, characteristics of intraguild predator (e.g. feeding specificity) and intraguild prey, and characteristics of the habitat where they coexist (Denno, Mitter, Langellotto, Gratton, & Finke, 2004). Dinter (1998) reported unidirectional IGP of erigonid spiders on lacewing larvae, which decreased in the presence of increasing numbers of aphids, and also found that potential predation by erigonid web-building spiders and lacewing larvae was affected negatively by the carabid beetle *Pterostichus melanarius*, which reduced their impact on the aphid population. Later, Dinter reported additive effects on aphid-population reduction by erigonids and lacewing larvae when the latter were not consumed by the former (Dinter, 2002). Several authors have observed IGP between spiders (Hayes & Lockley, 1990; Nyffeler, Dean, & Sterling, 1992; Nyffeler & Sterling, 1994) and other invertebrate predators (Nyffeler, Dean, & Sterling, 1987) in cotton fields. The lynx spider *Peucetia viridans* has been seen to feed on *Chrysoperla rufilabris* (Neuroptera: Chrysopidae) and *Hippodamia convergens* (Coleoptera: Coccinellidae) among other predators in cotton plantations; in one study, predaceous arthropods came to constitute over 50% of the *P.*

*viridans* diet (Nyffeler et al., 1987). Little information is available regarding the spectrum of intraguild prey captured by *Cheiracanthium* species in crop fields. Recent reports have shown that the invasive species *C. mildei* (and to a lesser extent *C. inclusum*) has an adverse impact on native spider diversity through IGP in vineyard ecosystems (Hogg & Daane, 2011; Hogg, Gillespie, & Daane, 2010;). Additionally, Pérez- Guerrero et al. (2013) have observed that *C. pelasgicum* exhibits a clear tendency towards alternating between prey types. The present study analysed unidirectional IGP of the top predator spider *C. pelasgicum* on the larvae of the common green lacewing *C. carnea* (Stephens), a major natural enemy of several cotton pests including lepidopteran small larvae and eggs in southern Spain (Cabello, 1989). The preference of *C. pelasgicum* for green lacewing larvae over *H. armigera* larvae, and the impact of IGP on the potential control of *H. armigera* were tested under laboratory conditions. In addition, potential predation of *C. pelasgicum* on green lacewing eggs was also tested with a view to assessing other possible effects of unidirectional spider IGP on *C. carnea* populations that may occur in the cotton fields of southern Spain.

## Materials and methods

### *Spiders and green lacewing*

Spiders were collected from an experimental cotton field (area 1.5 ha., inter-row spacing 90 cm) at the Institute for Sustainable Agriculture (I.A.S.) located in Córdoba, southern Spain (37° 51' 35" N–4° 47' 50" W). Spiders were collected in August and September 2012 by combining two sampling methods (beating cotton-plant foliage and using a sweep net) following Pérez-Guerrero et al. (2013). Captured specimens were placed in 38 mm-diameter plastic cups with perforated lids, and transported to the laboratory. All spiders were kept in separate 9-cm diameter Petri dishes and maintained under laboratory conditions: 24 ± 2°C, 65% RH and a photoperiod of 14:10 h (L:D). Taxonomic determination to genus level was performed using identification keys developed by the Iberian Arachnology Group (Barrientos, 2006). Later, where necessary, a sample of captured juveniles was reared to adulthood in the laboratory and fixed in 70% ethanol for species identification by male and female genitalia (Simon, 1932; <http://www.araneae.unibe.ch>). Last-instar juvenile *C. pelasgicum* specimens were used because this is the most common age of spiders in southern Spanish cotton fields (Pérez-Guerrero et al., 2009, 2013).

All spiders were starved for 7 days prior to starting the bioassays. Commercially produced third-instar larvae of the green lacewing *C. carnea* (Neuroptera: Chrysopidae) were used (Chrysopa®, Koppert Biological Systems (Almería, Spain). Lacewing eggs were obtained from larvae samples reared to adulthood following McEwen, Kidd, Bailey, and Eccleston (1999).

### ***Feeding preference test***

Since in earlier studies (Pérez-Guerrero et al., 2013) *C. pelagicum* had displayed a clear tendency towards the alternation of prey, the first bioassay sought to determine the degree of preference for lacewing larvae over *H. armigera* and to ascertain whether this preference changed with increasing exposure to phytophagous prey (Haddad, Louw, & Dippenaar-Schoeman, 2004). A total of 20 last-instar juvenile *C. pelagicum* were used for this purpose. Before testing began and for each spider, one third-instar lacewing larva and one second-instar *H. armigera* larva were placed in a Petri dish. The preference test started when the spider was introduced into the Petri dish containing the two prey species. Prey capture was recorded, and each prey killed was immediately replaced. The time taken for the spider to capture each prey was also recorded. The test was terminated when the spider had killed and eaten five prey (five replacements) or after 8 hours observation (Pérez-Guerrero et al., 2013).

### ***Impact of IGP on the potential control of H. armigera***

A second bioassay was performed to determine whether interactions between predators affected potential predation on *H. armigera* larvae. Groups of 20 replicates for each treatment were established for this purpose. Before testing began and for each replicate, a fixed number of 10 second-instar *H. armigera* larvae were placed in a Petri dish. Three treatment combinations plus a control were performed: (1) spider alone, (2) lacewing larvae alone, (3) spider + lacewing larvae and (4) no predator (control). The test started when predators were introduced into the Petri dishes containing 10 phytophagous *H. armigera* larvae and dishes were sealed with laboratory film. Based on preliminary tests, the prey captured in each dish were recorded every 30 min. Additionally for treatment 3 (spider + lacewing larvae), every capture performed by each predator was also recorded in order to distinguish between spider and lacewing capture rates.

### ***Potential predation on lacewing eggs***

No information is available regarding possible predation by *Cheiracanthium* species on green lacewing eggs. In order to confirm this and quantify potential predation rates under laboratory conditions, a third bioassay was performed using a total of 20 last-instar juvenile *C. pelagicum*. Each starved spider was placed in a Petri dish with 10 newly laid lacewing eggs. Dishes were sealed with laboratory film and the cumulative number of eggs consumed by each spider after 2, 4, 6, 8 and 24 h was recorded. A total of six control dishes containing 10 eggs but no spiders were used to assess the number of eggs hatching naturally or deteriorating.

### ***Statistical procedures***

The SPSS v 13.0 software package was used for statistical analysis. The number of spiders preying on lacewing larvae in comparison to *H. armigera* larvae in the prey-choice test was compared using the  $\chi^2$  test. Predation rates on lacewing larvae in comparison to *H. armigera* larvae as first prey captured were also compared using the  $\chi^2$  test, assuming as a null hypothesis (no preference) that 50% of spiders fed on lacewing larvae and 50% fed on *H. armigera* larvae. The number of prey and eggs consumed by each treatment and spider was compared by analysis of variance (ANOVA). In order to meet the assumptions of normality, angular transformation was used [ $\arcsine(\text{proportion})^{-1/2}$ ] (Zar, 1984).

## **Results**

### ***Feeding preference test***

Results confirmed unidirectional IGP of *C. pelagicum* on green lacewing larvae and showed that green lacewing larvae did not prey on the spider. Only one specimen of *C. pelagicum* (5%) failed to consume at least one of the prey offered. Five attacks in the prey items choice test were completed by 75% of the total of spiders within the first 8 h of observation. The time spent by those spiders in consuming five prey ranged from 1 h 17 min to 5 h 14 min. The prey preference of spiders is shown in Figure 1. In terms of the first prey captured (55% of spiders fed on lacewing larvae and 40% fed on *H. armigera* larvae), *C. pelagicum* showed no significant preference for either of the two species ( $\chi^2 = 0.23$ ;  $P > 0.05$ ). As the predation sequence progressed, *C. pelagicum* exhibited a certain tendency towards the alternation of prey, mainly during second and

third attacks (30% and 35% of lacewing larvae captured and 60% and 45% of *H. armigera* larvae captured for second and third attacks). However, there were no significant differences between the number of *C. pelagicum* specimens feeding on one prey or the other in the first attack and the number doing so in the second attack ( $\chi^2 = 2.25$ ;  $P > 0.05$ ); this indicates that there was no significant change in preferences.

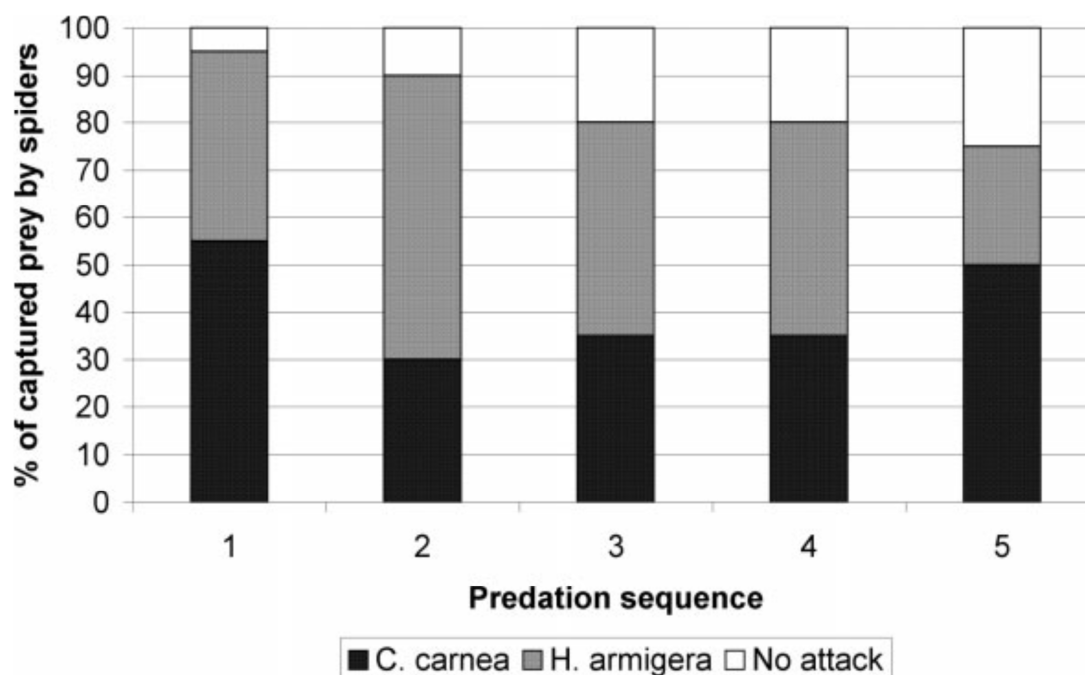


Figure 1. Proportion of prey consumed by *Cheiracanthium pelagicum* (n = 20) during five predation replacements in a feeding preference test (see Material and Methods section).

### ***Impact of IGP on potential control of H. armigera***

The number of larvae dying naturally or escaping was zero for all control dishes. Figure 2 shows predation rates for the three treatment combinations (spider alone, lacewing larvae alone and spider + lacewing larvae) after 90 min. ANOVA revealed significant differences between treatments ( $F = 78.56$ ;  $df = 2$ ;  $P < 0.05$ ). Post-hoc testing confirmed significant differences between all treatments ( $P < 0.05$  in all cases). The ‘spider alone’ treatment displayed a significantly-higher predation rate ( $89.00 \pm 3.76\%$ ) than the combination of two predators ( $83.16 \pm 2.79\%$ ) and the ‘lacewing larvae alone’ treatment ( $25.5 \pm 2.35\%$ ). The same pattern was obtained and significant differences between the three treatments were maintained after 30 and 60 min (Figure 2;  $F = 32.50$  and  $76.47$ , respectively;  $df = 2$ ;  $P < 0.05$  in two cases). Moreover, when only

those cases of ‘spider + lacewing larvae’ treatment in which the spider did not kill the lacewing were considered, predation rate was significantly lower than that recorded for ‘spider alone’ after 30 min ( $P < 0.05$ ;  $42.50 \pm 5.24\%$ ) but did not differ significantly from those of ‘spider alone’ after 60 and 90 min ( $P > 0.05$ ;  $79 \pm 3.97\%$  and  $89 \pm 3.76\%$ , respectively) Predation rates for spiders in the ‘spider + lacewing larvae’ treatment, regardless of whether they killed or not killed lacewing larvae, were always lower than those recorded for the ‘spider alone’ treatment (Figure 3). After 30 min, the ‘spider alone’ treatment displayed significant higher predation rates than the other two spider groups ( $F = 6.73$ ;  $P < 0.05$ ), while included in the ‘spider + lacewing larvae’ treatment there were no significant differences between spiders that killed lacewing larvae ( $27.14 \pm 7.14\%$ ) and those that did not ( $41.67 \pm 5.20\%$ ). After 60 min, predation rates for the ‘spider alone’ treatment were significantly higher than those of spiders in the ‘spider + lacewing larvae’ treatment that killed lacewing larvae ( $58.46 \pm 6.19\%$ ) but not significantly different from those of spiders in the ‘spider + lacewing larvae’ treatment ( $75.00 \pm 4.28\%$ ). After 90 min, ANOVA revealed no significant differences between predation rates for any of the three spider groups ( $F = 1.718$ ;  $P > 0.05$ ).

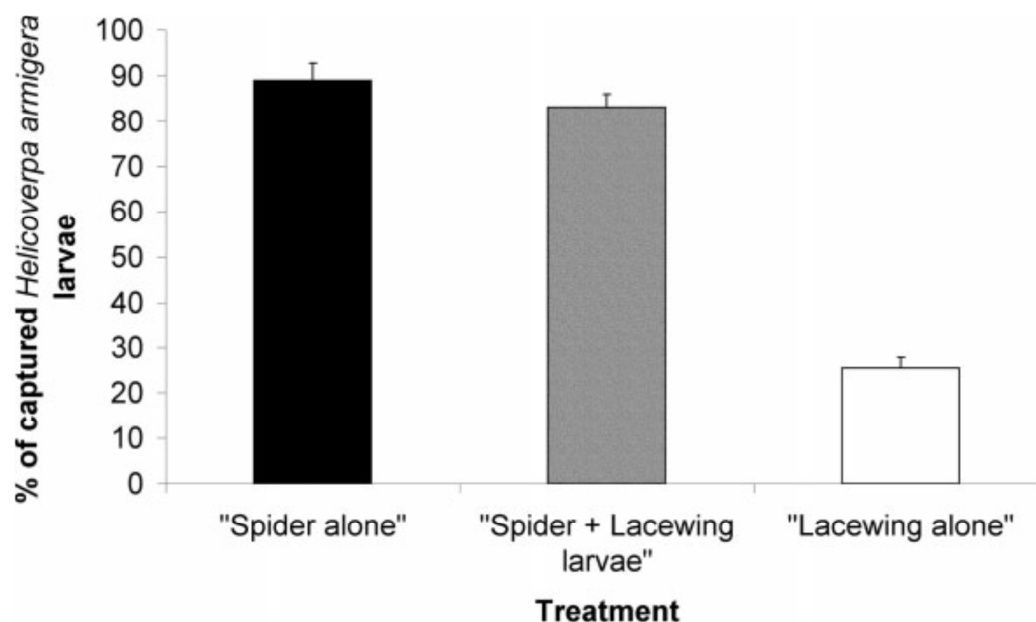


Figure 2. Predation rates (%) for the three treatment combinations (spider alone,  $n = 20$ ; lacewing larvae alone,  $n = 20$ ; spider + lacewing larvae,  $n = 19$ ) 90 min after offering. Vertical lines show standard error.

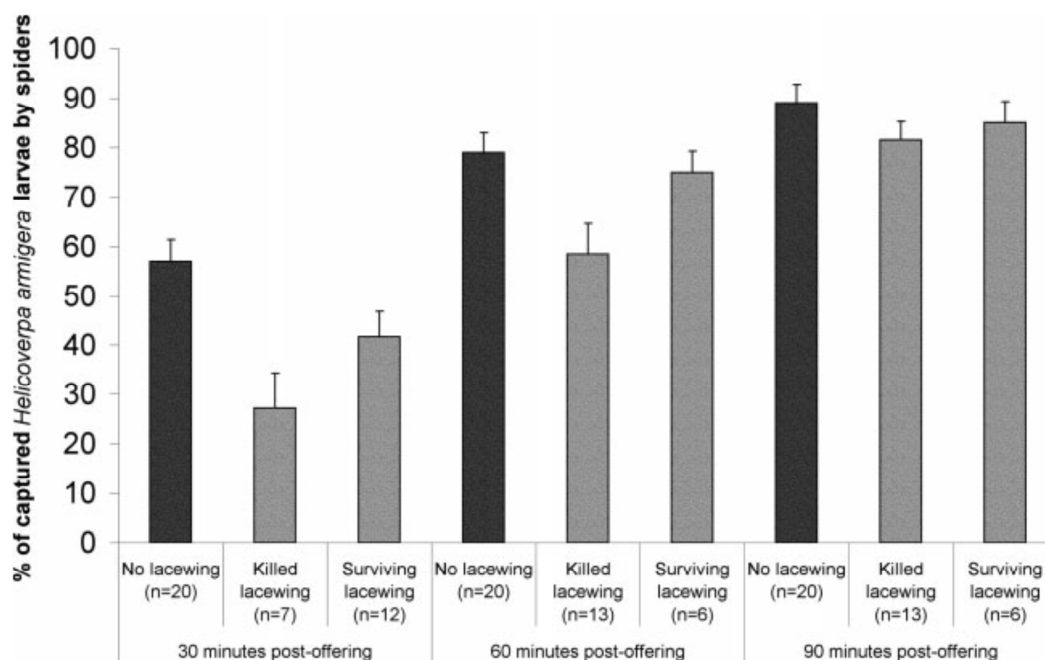


Figure 3. Average percentage of captured larvae by *Cheiracanthium pelasgicum* for 'spider alone' treatment and those cases of 'spider + lacewing larvae' treatment in which spiders killed lacewing larvae ('killed lacewing') and those that did not ('surviving lacewing') 30, 60 and 90 min after offering. Vertical lines show standard error.

Finally, only five lacewing larva specimens in the 'spider + lacewing larvae' treatment captured at least one *H. armigera* larvae over the 90 min of the test. Predation rates were very similar to those recorded for the 'lacewing larvae alone' treatment after 30 min ( $12.5 \pm 2.5\%$ ;  $n = 4$ ), but were much lower 60 and 90 min after offering larvae ( $0.00$  and  $10.00 \pm 00$ , respectively).

#### **Potential predation on lacewing eggs**

Only 60% of *C. pelasgicum* specimens used in the test had consumed at least one lacewing egg 24 h after offering. There was virtually no predation by spiders on lacewing eggs until 8 h after offering (mean number of eggs consumed  $0.15 \pm 0.08$ ). Most predation on lacewing eggs took place at night, reaching a maximum of  $2.35 \pm 0.71$  eggs per spider after 24 h (Figure 4).



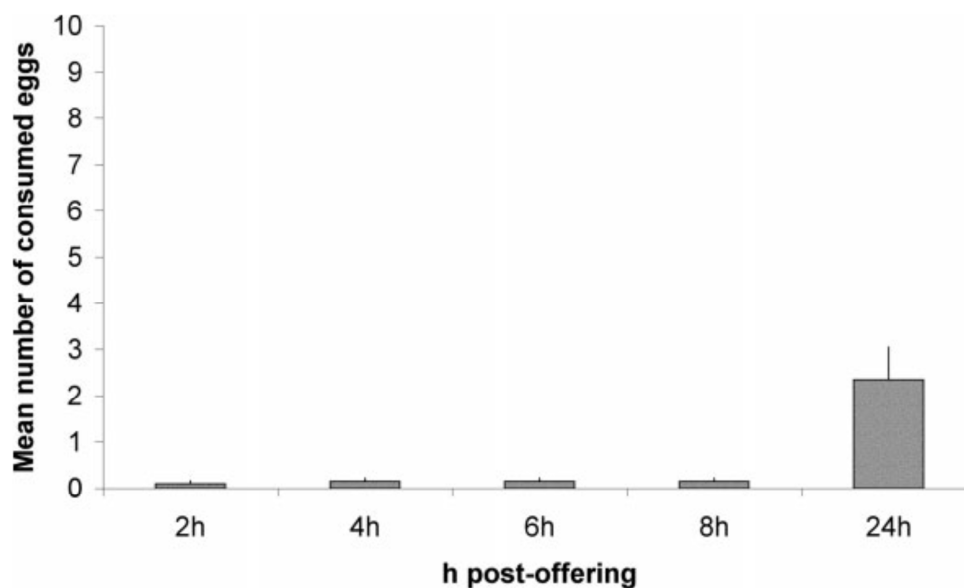


Figure 4. Mean number of *C. carnea* eggs consumed by *C. pelasgicum* 2, 4, 6, 8 and 24 h after offering. Each spider was offered a total of 10 eggs. Vertical lines show standard error.

## Discussion

Results obtained in the prey-choice test showed clearly that *C. pelasgicum* displayed no preference for either of the two prey offered, i.e. prey were selected randomly. Recently, Pérez-Guerrero et al. (2013) have reported a strong preference for cotton pest larvae over the very palatable alternative prey *Drosophila melanogaster* and a clear tendency towards alternating between prey types. Here, green lacewing larvae appeared to be a potential prey of *C. pelasgicum* and may form part of its diet, just as the lynx spider *P. viridans* has been observed feeding on *C. rufilabris* (Nyffeler et al., 1987). This is something worth taking into account from the point of view of biological control, since the predatory activity of *C. pelasgicum* may impact negatively on green lacewing populations. In this respect, it has been reported that invasive *Cheiracanthium* species, particularly *C. mildei* and *C. inclusum*, while increasing ecosystem services by reducing leafhopper populations, also prompt a decline in native predator numbers (Hogg & Daane, 2011). Although a certain tendency was observed towards the alternation of prey, no significant change in prey preference was noted; these findings contrast with those reported by Pérez-Guerrero et al. (2013) using *D. melanogaster* as alternative prey. Results suggest that *C. pelasgicum* found lacewing larvae more palatable than *D. melanogaster* as an alternative to Lepidoptera larvae, which may explain the absence of alternation. Another explanation might be the nutrient

composition of the two prey, which varies considerably as a function of species and other factors (Fagan et al., 2002; Wilder et al., 2010). If *C. pelasgicum* needs to alternate between food types in order to balance nutrient intake, as has been demonstrated in other spider species (Jensen, Mayntz, Toft, Raubenheimer, & Simpson, 2011; Mayntz, Raubenheimer, Salomon, Toft, & Simpson, 2005), it must do so with prey other than lacewing larvae. It should be stressed that further research is required in order to elucidate the true spectrum of *Cheiracanthium* spp. prey in the field.

Spiders kept alone had the highest impact on *H. armigera*; lacewing larvae displayed the lowest predation rates, while a combination of the two predators had intermediate impact on *H. armigera*. This indicates that there were no additive effects, and that in fact an antagonist interaction took place between *C. pelasgicum* and green lacewing larvae, of the sort previously reported between other generalist predators such as spiders and mirid bugs (Finke & Denno, 2003). By contrast, other authors have observed both additive effects and compatibility between generalist predators: Chang (1996) reported additive effects for *Chrysoperla plorabunda* first-instar larvae and *Coccinella septempunctata* on aphid populations, while Dinter (2002) noted similar additive effects for the combined predator activity of erigonid spiders *Erigone atra* and *Oedothorax apicatus* and *C. carnea* second-instar larvae. Obviously, unidirectional IGP by spiders on lacewing larvae could account to a great extent for the antagonist interaction that prompts a reduction in the combined predation efficacy of *C. pelasgicum* and lacewing larvae. However, when the two predators were kept together and the spider killed no lacewing larvae, predation rates were significantly lower after 30 min and not significantly different after 60 and 90 min than those recorded for the ‘spider alone’ treatment (Figure 3). Only at the beginning of the test (after 30 min), presence of lacewing larvae appeared to affect predation by spiders. In general, detection of prey by non-webbuilding spiders may involve a combination of visual, vibratory and also semiochemical cues (Jackson & Cross 2011; Gallagher, Patt, & Pfannenstiel, 2013; Patt & Pfannenstiel, 2008). In fact, it has been reported that *C. inclusum* use kairomones left by ovipositing *Helicoverpa zea* to detect the eggs (Gallagher et al., 2013) and other hunting spiders also use chemical cues to detect mobile prey (Hoefer, Taylor, & Jakob, 2002; Persons & Rypstra 2000). Therefore, *C. pelasgicum* could detect the presence of lacewing larvae, as well as lepidopteran larvae, and this can affect reaction time and subsequently predation rate at the beginning of the

test. In contrast, as the test progressed, spiders that share the Petri dish with lacewing larvae reached no significantly-different predation rates than those obtained for ‘spider alone’ treatment. Similar pattern were observed when spiders killed lacewing larvae (Figure 3): *C. pelasgicum* that killed lacewing larvae included in ‘spider + lacewing larvae’ treatment caused no significantly-different *H. armigera* suppression than those included in ‘spider alone’ treatment after 90 min. This suggest that the superior predatory ability displayed by *C. pelasgicum* enabled the spiders to maintain predation level on *H. armigera*, despite the presence of lacewing larvae and intensive IGP. Similarly, Hogg and Daane (2011) found that the invasive top predator *C. mildei* negatively impacted native spiders while suppressing leafhopper population. Few lacewing larva specimens displayed predation activity when sharing the Petri dish with a spider. After 30 min, predation was comparable to that recorded for the ‘lacewing larvae alone’ treatment but, as the test progressed, there were virtually no surviving lacewings and predation ceased to be representative. This was caused by considerable unidirectional spider IGP, probably due to the notable difference in predatory capacity and size between the two predators (Figure 2). As indicated earlier, Dinter (2002) reported that combined predator activity of erigonid spiders and lacewing larvae had additive effects in the control of aphid populations, despite IGP by erigonid spiders on lacewing larvae (Dinter, 1998). Erigonids are small, sheet-web-building spiders (body length 1.9–2.5 mm and 1.8–2.8 mm in males and females of *Erigone atra* respectively; <http://www.araneae.unibe.ch>); interactions with lacewing larvae mainly occur when the latter accidentally fall onto the web. By contrast, *C. pelasgicum* (with a body length of 6.7 and 6.65 mm in males and females; <http://www.araneae.unibe.ch>), actively move in search of prey. Therefore, their potential IGP on lacewing larvae in the Petri dish may be decisive in limiting the predatory activity of the lacewing. Further research is required to establish whether IGP by *C. pelasgicum* on lacewing larvae decreases as extra-guild prey (lepidopteran larvae) density increases, as reported by some authors (Dinter, 1998; Lucas & Rosenheim, 2011 and references therein).

*C. pelasgicum* consumed very few lacewing eggs in laboratory (23.5% of the eggs offered after 24 h; Figure 4). To our knowledge, no information is available regarding possible predation by *Cheiracanthium* species on green lacewing eggs. This is important from the point of view of biological control as it limits the impact of the

spider on lacewing populations and increases compatibility of the two predator species in cotton fields.

Finally, although Petri dish experiments provide a simplified view of complex interactions between predators and extraguild prey in agroecosystems, the results obtained here may help to elucidate the compatibility and ecosystem services of two major predators in the cotton fields of southern Spain.

### Acknowledgement

The authors are grateful to Rafael Tamajón for helping us in taxonomic determination of spiders.

### References

- Agarwala, B. K., & Dixon, A. F. G. (1992). Laboratory study of cannibalism and interspecific predation in ladybirds. *Ecological Entomology*, 17, 303–309.
- Al-Beltagy, A. M., Radwan, H. S., El-Bermawy, Z. A., Nassar, M. E., Yousef, A. G., & Shekeban, M. M. (2001). Monitoring for insecticide resistance in bollworms field populations using vial residue assay technique. *Egyptian Journal of Agricultural Research*, 79, 935–948.
- Armendano, A., & González, A. (2011). Efecto de las arañas (Arachnida: Araneae) como depredadoras de insectos plaga en cultivos de alfalfa (*Medicago sativa*) (Fabaceae) en Argentina [Effect of spiders (Arachnida: Araneae) as predators of insect pest in alfalfa crops (*Medicago sativa*) (Fabaceae) in Argentina]. *Revista de Biología Tropical* [International Journal of Tropical Biology and Conservation], 59, 1651–1662.
- Barrientos, J. A. (2006). Claves de los arácnidos ibéricos (documento de trabajo). Jornadas sobre taxonomía de arácnidos ibéricos. III Curso Práctico de Aracnología, Grupo Ibérico de Aracnología, Córdoba 20 al 24 de julio, 198 pp.
- Cabello, T. (1989). Natural enemies of noctuid pests (Lep., Noctuidae) on alfalfa, corn, cotton and soybean crops in Southern Spain. *Journal of Applied Entomology*, 108, 80–88.
- Chang, G. C., (1996). Comparison of single versus multiple species of generalist predators for biological control. *Environmental Entomology*, 25, 207–212.
- Chen, L.-L., You, M.-S., & Chen, S.-B. (2011). Effects of cover crops on spider communities in tea plantations. *Biological Control*, 59, 326–335.
- Denno, R. F., Mitter, M. S., Langellotto, G. A., Gratton, C., & Finke, D. L. (2004). Interactions between a hunting spider and a web-builder: Consequences of intraguild predation and cannibalism for prey suppression. *Ecological Entomology*, 29, 566–577.

- Dinter, A. (1998). Intraguild predation between erigonid spiders, lacewing larvae, and carabids. *Journal of Applied Entomology*, 122, 163–167.
- Dinter, A. (2002). Microcosm studies on intraguild predation between female erigonid spiders and lacewing larvae and influence of single versus multiple predators on cereal aphids. *Journal of Applied Entomology*, 126, 249–257.
- El-Sebae, A. H., Zeid, M. A., & Saleh, M. A. (1993). Status and environmental impact of toxaphene in the third world – a case study of African agriculture. *Chemosphere*, 27, 2063–2072.
- Fagan, W. F., Siemann, E., Mitter, C., Denno, R. F., Huberty, A. F., Woods, H. A.,... Elser, J. J. (2002). Nitrogen in insects: Implications for trophic complexity and species diversification. *The American Naturalist*, 160, 784–802.
- Finke, D. L., & Denno, R. F. (2003). Intra-guild predation relaxes natural enemies impacts on herbivore populations. *Ecological Entomology*, 28, 67–73.
- Fitt, G. P. (1989). The ecology of *Heliothis* species in relation to agroecosystems. *Annual Review of Entomology*, 34, 17–53.
- Gallagher, R. I., Patt, J. M., & Pfannenstiel, R. S. (2013). Searching responses of a hunting spider to cues associated with Lepidopteran eggs. *Journal of Insect Behaviour*, 26, 79–88.
- Haddad, C. R., Louw, S. V., & Dippenaar-Schoeman, A. S. (2004). An assessment of the biological control potential of *Heliophanus pistaciae* (Araneae: salticidae) on *Nysius natalensis* (Hemiptera: Lygaeidae), a pest of pistachio nuts. *Biological Control*, 31, 83–90.
- Hayes, J. L., & Lockley, T. C. (1990). Prey and nocturnal activity of wolf spiders (Araneae: Lycosidae) in cotton fields in the delta region of Mississippi. *Environmental Entomology*, 19, 1512–1518.
- Hodge, M. A. (1999). The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *Journal of Arachnology*, 27, 351–362.
- Hoefler, C. D., Taylor, M., & Jakob, E. M. (2002). Chemosensory response to prey in *Phidippus audax* (Araneae, Salticidae) and *Pardosa milvina* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology*, 30, 155–158.
- Hogg, B. N., & Daane, K. M. (2011). Diversity and invasion within a predator community: Impacts on herbivore suppression. *Journal of Applied Ecology*, 48, 453–461.
- Hogg, B. N., Gillespie, R. G., & Daane, K. M. (2010). Regional patterns in the invasion success of *Cheiracanthium* spiders (Miturgidae) in vineyard ecosystems. *Biological Invasions*, 12, 2499–2508.
- Jackson, R. R., & Cross, F. R. (2011). Spider cognition. In M. E. Herberstein (Ed.), *Spider behaviour. Flexibility and versatility* (pp. 31–48). Cambridge: Cambridge University Press.

- Jensen, K., Mayntz, D., Toft, S., Raubenheimer, D., & Simpson, S. J. (2011). Nutrient regulation in a predator, the wolf spider *Pardosa prativaga*. *Animal Behaviour*, 81, 993–999.
- Katsanis, A., Babendreier, D., Nentwig, W., & Kenis, M. (2013). Intraguild predation between the invasive ladybird *Harmonia axyridis* and non-target European coccinellid species. *Biocontrol*, 58, 73–83.
- Korenko, S., Pekar, S., & Honek, A., (2010). Predation activity of two winter-active spiders (Araneae: Anyphaenidae, Philodromidae). *Journal of Thermal Biology*, 35, 112–116.
- Lucas, E., & Rosenheim, J. A. (2011). Influence of extraguild prey density on intraguild predation by heteropteran predators: A review of the evidence and a case study. *Biological Control*, 59, 61–67.
- Mansour, F. (1987). Spiders in sprayed and unsprayed cotton fields in Israel, their interactions with cotton pests and their importance as predators of the Egyptian cotton leaf worm, *Spodoptera littoralis*. *Phytoparasitica*, 15, 31–41.
- Mansour, F., Rosen, D., & Shulov, A. (1980). Biology of the spider *Chiracanthium mildei* [Arachnida: Clubionidae]. *Entomophaga*, 25, 237–248.
- Mansour, F., & Whitecomb, W. H. (1986). The spiders of a citrus grove in Israel and their role as biocontrol agents of *Ceroplastes floridensis* [Homoptera: Coccidae]. *Entomophaga*, 31, 269–276.
- Marc, P., Canard, A., & Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 229–273.
- Mayntz, D., Raubenheimer, D., Salomon, M., Toft, S., & Simpson, S. J. (2005). Nutrient specific foraging in invertebrate predators. *Science*, 307, 111–113.
- McEwen, P. K., Kidd, N. A. C., Bailey, E., & Eccleston, L. (1999). Small-scale production of the common green lacewing *Chrysoperla carnea* (Stephens) (Neuropt., Chrysopidae): minimizing cost and maximizing output. *Journal of Applied Entomology*, 123, 303–306.
- Miliczky, E. R., & Calkins, C. O. (2002). Spiders (Araneae) as potential predators of leaf roller larvae and egg masses (Lepidoptera: Tortricidae) in central Washington apple and pear orchards. *Pan-Pacific Entomologist*, 78, 140–150.
- Michaud, J. P. (2004). Natural mortality of Asian *Citrus psyllid*, (Homoptera: Psyllidae) in Central Florida. *Biological Control*, 29, 260–269.
- Morris, T. I., Symondson, W., Kidd, N., & Campos, M. (1999). Las arañas y su incidencia sobre *Prays oleae* en el olivar. *Boletín Sanidad Vegetal Plagas*, 25, 475–489.
- Nyffeler, M., Dean, D. A., & Sterling, W. L. (1987). Evaluation of the importance of the striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae, Oxyopidae) as a predator in Texas cotton. *Environmental Entomology*, 16, 1114–1123.

- Nyffeler, M., Dean, D. A., & Sterling, W. L. (1992). Diets, feeding specialization, and predatory role of two lynx spiders, *Oxyopes salticus* and *Peucetia viridans* (Araneae: Oxyopidae) in a Texas cotton agroecosystem. *Environmental Entomology*, 21, 1457–1465.
- Nyffeler, M., & Sterling W. L. (1994). Comparison of the feeding niche of polyphagous insectivores (Araneae) in a Texas cotton plantation: Estimates of niche breadth and overlap. *Environmental Entomology*, 23, 1294–1303.
- Patt, J. M., & Pfannenstiel, R. S. (2008). Odor-based recognition of nectar in cursorial spiders. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 127, 64–71.
- Pearce, S., Hebrón, W. M., Raven, R. J., Zalucki, M. P., & Hassan, E. (2004). Spider fauna of soybean crops in south-east Queensland and their potential as predators of *Helicoverpa* spp. (Lepidoptera: Noctuidae). *Australian Journal of Entomology*, 43, 57–65.
- Pekár, S., & Kocourek, F. (2004). Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology*, 128, 561–566.
- Pérez-Guerrero, S., Gelan-Begna, A., Tamajón, A., & Vargas-Osuna, E. (2013). Potential predation of non-webbuilding spider assemblage on cotton pests *Helicoverpa armigera* and *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Noctuidae). *Biocontrol Science and Technology*, 23, 335–347.
- Pérez-Guerrero, S., Tamajón, R. A., Aldebis, H. K., & Vargas-Osuna, E. (2009). Comunidad de arañas en cultivos de algodón ecológico en el sur de España [The spider community in organic cotton crops in southern Spain]. *Revista Colombiana de Entomología*, 35, 168–172.
- Persons, M. H., & Rypstra, A. L. (2000). Preference for chemical cues associated with recent prey in the wolf spider *Hogna helluo* (Araneae: Lycosidae). *Ethology*, 106, 27–35.
- Pfannenstiel, R. S. (2008). Spider predators of lepidopteran eggs in south Texas field crops. *Biological Control*, 46, 202–208.
- Phoofolo, M. W., & Obrycki, J. J. (1998). Potential for intraguild pre-dation and competition among predatory Coccinellidae and Chrysopidae. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 89, 47–55.
- Rosenheim, J. A., Wilhoit, L. R., & Armer, C. A. (1993). Influence of intraguild predation among generalist insect predators on the suppression of an herbivore population. *Oecologia*, 96, 439–449.
- Simon, E. (1932). *Les Arachnides de France*. París: Tomos I-VIII.
- Souza, B., Costa, R. I. F., Tanque, R. L., Oliveir, P. S., & Santos, F. A. (2008). Predation among *Chrysoperla externa* (Hagen, 1861) and *Ceraeochrysa cubana* (Hagen, 1861) (Neuroptera: Chrysopidae) larvae under laboratory conditions. *Ciência e Agrotecnologia*, 32, 712–716.

- Uetz, G. W. (1992). Foraging strategies of spiders. *Trends in Ecology and Evolution*, 7, 155–159.
- Warui, C. M., Villet, M. H., & Young, T. P. (2004). Spiders (Araneae) from black cotton soils of a highland Savanna in Laikipia, central Kenya. *Journal of Afrotropical Zoology*, 1, 13–24.
- Wilder, S. M., Mayntz, D., Toft, S., Rypstra, A. L., Pilati, A., & Vanni, M. J. (2010). Intraspecific variation in prey quality: A comparison of nutrient presence in prey and nutrient extraction by predators. *Oikos*, 119, 350–358.
- Zar, J. H. (1984). *Biostatistical analysis*. New York, NY: Prentice-Hall.



## Capítulo 5

Compatibilidad de *Orius laevigatus* y *Cheiracanthium pelasgicum* en la depredación de huevos de *Helicoverpa armigera*: efectos de la densidad y el periodo de actividad en la depredación intragremial.

---

**Artículo enviado:** Sergio Pérez-Guerrero; Asnake Gelan-Begna and Enrique Vargas-Osuna .Compatibility of *Orius laevigatus* and *Cheiracanthium pelasgicum* for predation on *Helicoverpa armigera* eggs: effects of density and day/night activity on intraguild predation. **Biocontrol**.

**Compatibility of *Orius laevigatus* and *Cheiracanthium pelasgicum* for predation on *Helicoverpa armigera* eggs: effects of density and day/night activity on intraguild predation.**

Sergio Pérez-Guerrero<sup>1</sup>; Asnake Gelan-Begna<sup>2</sup> and Enrique Vargas-Osuna<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Entomología. IFAPA. Centro “Las Torres-Tomejil”. Crta. Sevilla-Cazalla de la Sierra, Km 12,2. 41200 Alcalá del Río (Sevilla). Spain.

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales. Área de Entomología Agroforestal. Universidad de Córdoba. Edificio Celestino Mutis. Campus Universitario de Rabanales. Crta. Madrid-Cádiz, km. 396. 14071 Córdoba. Spain.

Intraguild predation (IGP) among predatory arthropods can reduce pest control and endanger the joint action compatibility of this group of natural enemies. Unidirectional and bidirectional IGP is a widespread phenomenon occurring in several taxa and several agricultural habitats. Here, intraguild predation of *Cheiracanthium pelasgicum* (Araneae: Miturgidae) on *Orius laevigatus* (Hemiptera: Anthocoridae), two of the major lepidopteran eggs predators in southern Spain cotton fields, and the effects on control of *Helicoverpa armigera* eggs were tested using plant microcosms. The effects of predator interactions and egg density on suppression of *H. armigera* eggs were analysed using three treatment combinations (plus a control with no predator): (1) spider alone, (2) *Orius* alone, (3) spider + *Orius*; and two eggs density: 6 and 12 eggs per plant. In a second bioassays, influence of predators diel activity on potential control of *H. armigera* and IGP were also analysed. Intensive unidirectional IGP of *C. pelasgicum* on *O. laevigatus* has been observed under plant arena conditions with more than 90% of minute bugs killed by spiders after 24h. Results also revealed no additive effects and an antagonist interaction between *C. pelasgicum* and *O. laevigatus*, which adversely affected *H. armigera* eggs control; however impact was moderate with *Orius* alone and combination of two predators treatments displaying significantly higher predation rates than spider alone treatment. Eggs density did no affect control by predators but significantly relaxed IGP intensity over 12%. Results obtained in second bioassays showed that predation activity of spiders on *H. armigera* eggs took place mainly at night while minute bugs expanded their predation activity during day and night and similar no additive antagonist interaction pattern was confirmed. Finally, IGP of *C. pelasgicum* on *O. laevigatus* was very intensive both day and night. Findings of these

work demonstrate how an intensive day and night IGP by spider on *O. laevigatus* caused a moderate and eggs density-relaxed effects on early control of *H. armigera*.

**Key words:** *Cheiracanthium pelasgicum*, *Orius laevigatus*, *Helicoverpa armigera*, Intraguild Predation, Egg Density, Diel Activity

## Introduction

The cotton bollworm *Helicoverpa armigera* (Hubner) (Lepidoptera: Noctuidae) constitute one of the most serious lepidoteran pest in cotton and many other crops found in southern Europe, Asia, Africa, and Australia (Fitt 1989). Several control methods are used to limit the damage that *H. armigera* larvae produce in the plants. Over recent years, the use of chemical control methods has been restricted, especially in the European Union, including biological control methods in Integrated Pest Management programmes as an alternative or complement (Deguine et al. 2008) In this context, beneficial arthropods and their management (i. e. conservation, encouragement or augmentation) may play an important role in pest limitation (Obryck et al. 2009).

Large assemblage of beneficial arthropods are associated and fed on *H. armigera* larvae and eggs, such as Hymenopteran parasitoids (Saxena et al. 2012), Hemipteran bugs (Agusti et al. 1999), Crysopids (Bahar et al. 2012) and cursorial spiders (Pérez-Guerrero et al. 2013). Among this group of natural enemies, some species of generalist predators feed on eggs and may impact early on *Helicoverpa* spp. populations substantially reducing the number of larvae causing damage in the plant (Pfannestiel 2008). Several authors have reported the importance of *Orius* species as eggs predators of *Helicoverpa* species (e. g. Parajulee et al. 2006; Pfnnestiel and Yeargan 2002; Sansone and Smith 2001). These predators are able to maintain at high level of population in several crops by feeding on pollen and a wide range of preys including whiteflies, thrips and small lepidopteran larvae. Consequently, *Orius* species (e. g. *O. laevigatus*) are commercialized and frequently used to combat lepidopteran pests as a part of control programmes. Cursorial spiders (e. g. Miturgidae or Anyphaenidae) have been also observed feeding on *Helicoverpa* spp. and other lepidopteran eggs (Pfannestiel 2008). This group of spiders actively move across the foliage in search of prey and may be harnessed for the control of pests such as Lepidoptera (Pérez-Guerrero et al. 2013). Previous reports have noted the importance of

cursorial spiders (Miturgidae, Philodromidae, Anyphaenidae, Oxyopidae and Salticidae families) in woody and arable crops (Armendano and González, 2011; Chen et al. 2011; Mansour and Whitecomb 1986; Morris et al. 1999; Pekár and Kocourek 2004). The findings reported by some authors (Pfannenstiel 2008; Pérez-Guerrero et al. 2013) particularly focus attention on genus *Cheiracanthium* as a major hunters preying not only on lepidopteran larvae and eggs (Mansour et al. 1980; Miliczky and Calkins 2002; Pfannenstiel 2008) but also on other taxa (Michaud 2004).

Antagonistic interactions such as intraguild predation (IGP) among predatory arthropods can reduce the impact of these predators on pest limitation and determine compatibility of their predatory activity in agroecosystems (Finke and Denno 2003). Unidirectional and bidirectional IGP is a widespread phenomenon occurring in several taxa and several agricultural habitats (Hodge 1999). In general, IGP adversely affects the control of the phytophagous (Dinter 1998) but some authors have reported neutral effects or complementarity of natural enemies joint action, mainly when generalist and specific predators were combined (Schausberger and Walzer 2001; Snyder et al. 2004). IGP can be influenced by a number of factors including prey density, characteristics of intraguild predator (e.g. feeding specificity) and intraguild prey, and characteristics of the habitat where they coexist (Denno et al. 2004). Several authors have investigated the effects of extraguild prey density on IGP (Lucas and Rosenheim 2011 and references therein). Most of these studies showed that an increase of extraguild prey density involves a decrease of IGP intensity (e.g. Kajita et al. 2000; Noia et al. 2008). This pattern has recently been confirmed at large spatial and temporal scale by Lucas and Rosenheim (2011) under field conditions. However, a number of authors have obtained different results: no effects of extraguild prey density (Finke 1994; Fréchette et al. 2007) or a positive interaction conditioned by aggregation or oviposition behaviour (Schellhorn and Andow, 1999). Previously, Lucas et al. (1998) had described different responses to extraguild prey changes depending on size, searching behaviour and injury risk of predators involved in IGP.

Obviously, another factor that may play an important role in the impact of IGP is the encounters frequency between predators. In this sense, besides the effects of aggregation, coupling of their diel activity patterns must be decisive. Predators diel activity patterns may vary among groups, species and with its development (Cottrell and Yeargan 1998a and 1998b). Among heteropteran bugs, *Nabis* sp. and *Diciphus sperus*

have been found as nocturnal predators (Pfannenstiel and Yeargan 2002; VanLaerhoven et al. 2003), while *Orius insidiosus*, *Geocoris punctipes* and *Pyrrocoris apterus* were mainly day active (Pfannenstiel and Yeargan 2002; Socha and Zemek 2007). Spiders also exhibit diel patterns variability. Webbuilding spiders *Erigone atra* and *E. dentipalpis* were found almost exclusively day active while *Oedothorax fuscus* and *O. apicatus* were mainly active during night (Alderweireldt 1994). Pfannenstiel (2008) have observed webbuilding spider *Grammonota texana* and cursorial spiders *Hibana futilis*, *H. arunda* and *Cheiracanthium inclusum* feeding on lepidopteran eggs almost exclusively at night. Finally, Pérez Guerrero et al. (2014) have recently reported nocturnal predation of *C. pelasgicum* on green lacewing eggs under laboratory conditions.

The present study was conducted in order to test potential IGP of *Cheiracanthium pelasgicum* on *Orius laevigatus* (two of the major lepidopteran eggs predators in southern Spain cotton fields) and the impact caused on *Helicoverpa armigera* eggs limitation. Influence of egg density, day-night activity of two predator and its implication on IGP were analysed under laboratory conditions using plant microcosms.

## Materials and methods

### Plants, Spiders and minute bugs

Cotton plants used in this study were grown from seed under greenhouse conditions. For the assays, four leaves cotton plants were selected and included in an experimental arena. Experimental arenas consisted of a plastic glass (with an opening at the top that closed with perforate lids) covering the aerial part of the plant and placed on a flat cardboard surface (Fig. 1). All parts of the microcosm were sealed with modeling clay to prevent leakage of insects. Spiders were collected from an experimental cotton field (area 1.5 ha., inter-rowm spacing 90 cm) at the Institute for Sustainable Agriculture (I.A.S.) located in Córdoba, southern Spain (37°51'35"N–4°47'50"W). Spiders were collected in August and September 2013 by combining two sampling methods (beating cotton-plant foliage and using a sweep net) following Pérez-Guerrero et al. (2013 and 2014). Captured specimens were placed in 38 mm-diameter plastic cups with perforated lids, and transported to the laboratory. All spiders were kept in separate

9-cm diameter Petri dishes and maintained under laboratory conditions:  $24 \pm 2^{\circ}\text{C}$ , 65% RH and a photoperiod of 14:10 h (L:D). Taxonomic determination to genus level was performed using identification keys developed by the Iberian Arachnology Group (Barrientos, 2006). Later, where necessary, a sample of captured juveniles was reared to adulthood in the laboratory and fixed in 70% ethanol for species identification by male and female genitalia (Simon 1932; <http://www.araneae.unibe.ch>). Last-instar juvenile *C. pelagicum* specimens were used because this is the most common age of spiders in southern Spanish cotton fields (Pérez-Guerrero et al. 2009 and 2013). All spiders were starved for 7 days prior to starting the bioassays. Commercially produced adults of the minute bug *O. laevigatus*. (Heteroptera: Anthocoridae) were used (Thripor-L®, Koppert Biological Systems. Almería, Spain). For first and second bioassays proportion of spider/minute bugs was always  $\frac{1}{4}$  in order to simulate proportion predators abundance in southern Spain cotton fields (unpublished data).

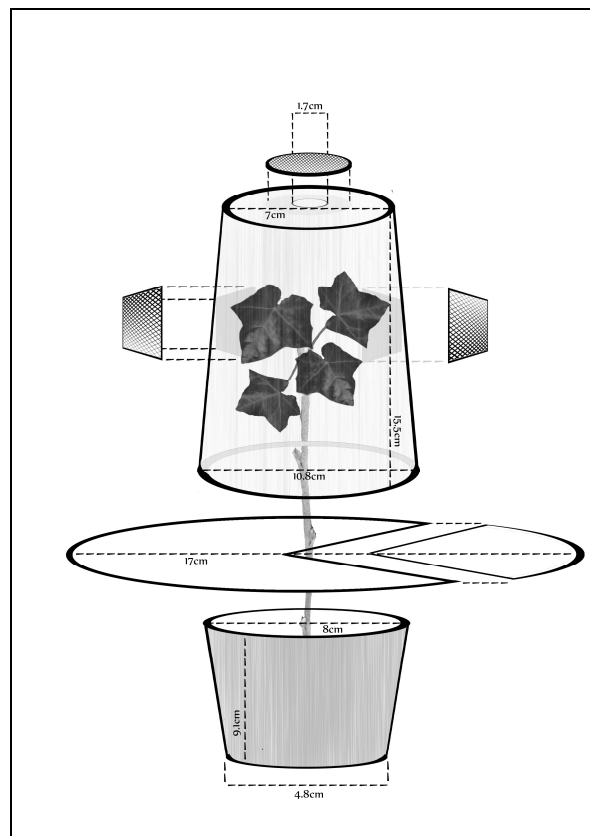


Fig. 1. Scheme of experimental cotton plant arena used in bioassays.

### **Influence of egg density on potential control of *H. armigera* and IGP**

First bioassay was conducted in order to analyse the influence of egg density on IGP and weather the interaction between predators affected potential control of *H. armigera*. Before testing, all cotton plants were carefully searched for herbivorous or predatory insects that might have colonized the plants. One day before testing, each plant were introduce into *H. armigera* oviposition containers (consisted of cylindrical filter paper) with two females and three males. Next day in the morning, plants were observed under binocular microscope and the eggs surplus were carefully remove from the plant with a brush avoiding egg aggregation. Two densities were selected for the bioassay: 6 (“low density”) and 12 (“high density”) eggs per plant. Three treatment combinations (at proportion  $\frac{1}{4}$  mentioned above) plus a control were performed: (1) spider alone, (2) *Orius* alone, (3) spider + *Orius* and (4) no predator (control). Groups of 20 replicates per treatment (10 for low density and 10 for high density) were established. The test started when predators were introduced into the experimental arenas containing plants with two density of *H. armigera* eggs. Number of consumed eggs for each treatment was recorded after 24 h. Additionally for treatment 2 and 3, number of live and died *Orius* was recorded in order to detect possible cannibalism (treatment 2) and IGP (treatment 3).

### **Influence of predators diel activity on potential control of *H. armigera* and IGP**

A second bioassay was performed to determine the implication of day-night predation activity of spider and *Orius* on IGP and eggs suppression. Plants with eggs were established as explained above. Only higt density (12 eggs per plant) was used in this bioassay. Two groups of permanent day and night condition were established: 14 h of light (day: from 8.00 am to 22.00 pm) and 10 h of dark (night: from 22.00 pm to 8.00 am). This day-night hours ratio was selected in order to simulate photoperiod conditions of southern Spain cotton fields during July and August. Just like the first bioassay, three treatment combinations (at proportion  $\frac{1}{4}$  mentioned above) plus a control were performed: (1) spider alone, (2) *Orius* alone, (3) spider + *Orius* and (4) no predator (control). Groups of 20 replicates per treatment (10 for day conditions and 10 for night conditions) were established. The test started when predators were introduced into the experimental arenas containing plants with 12 *H. armigera* eggs. As in the first bioassay, number of consumed eggs for each treatment was recorded after 14 h and 10 h according to day and night condition respectively. Once again, for treatment 2 and 3,

number of live and died *Orius* was recorded in order to detect possible cannibalism (treatment 2) and IGP (treatment 3).

### Statistical procedures

The Statistica v software package was used for statistical analysis. Two-way ANOVA (included in GLM option) was performed to test the effects of density, day-night conditions, treatment and their interactions on egg consumed percentage tested for differences among treatments at the 5 % level using Fisher's LSD (Least Significant Difference) method. In order to meet the assumptions of normality, angular transformation was used [arcsine (proportion)–1/2] (Zar 1996). Number of *Orius* consumed or killed by spiders under different egg density and day-night conditions was compared using the  $\chi^2$  test.

### Results

For all control groups (no predator), the number of eggs hatching naturally was zero 24 h after the start of the experiments. Additionally, for treatments 2 of first and second experiment, mortality of *Orius* was zero confirming no cannibalism of *Orius* adults under experimental arenas conditions. Therefore, taking into account the *Orius* mortality obtained in treatment 3 of first and second experiment ( $93.75 \pm 3.51$  % and  $78.75 \pm 5.22$  % respectively), intensive unidirectional IGP of *C. pelagicum* on *O. laevigatus* has been confirmed under microcosm conditions.

### Influence of IGP and egg density on potential control of *H. armigera*

After 24 h, ANOVA revealed significant differences of percentage consumed eggs between treatments ( $F= 6.91$ ; d.f.=2;  $P<0.01$ ) but no significant differences between two density tested ( $F=0.05$ ; d.f.= 1;  $P> 0.05$ ; Fig. 2). Post-hoc testing showed that “Spider alone” treatment displayed a significant-lower predation rate ( $48.33 \pm 8.41$  % and  $43.33 \pm 8.13$  % for low and high density respectively) than “*Orius* alone” treatment ( $66.67 \pm 10.54$  % and  $74.17 \pm 6.97$ ) and the combination of two predators ( $73.33 \pm 9.69$  % and  $79.17 \pm 5.99$  %). Finally, there were no significant differences between treatment 2 and 3 ( $P>0.05$ ).

Predation of *C. pelagicum* on *O. laevigatus* obtained in treatment 3 was very intensive for two density groups. However, IGP of *C. pelagicum* on *O. laevigatus* for



high density treatment ( $87.50 \pm 4.17$  %) was significantly lower ( $\chi^2 = 5.33$ ;  $P < 0.05$ ) than IGP for low density treatment ( $100 \pm 0.0\%$ ).

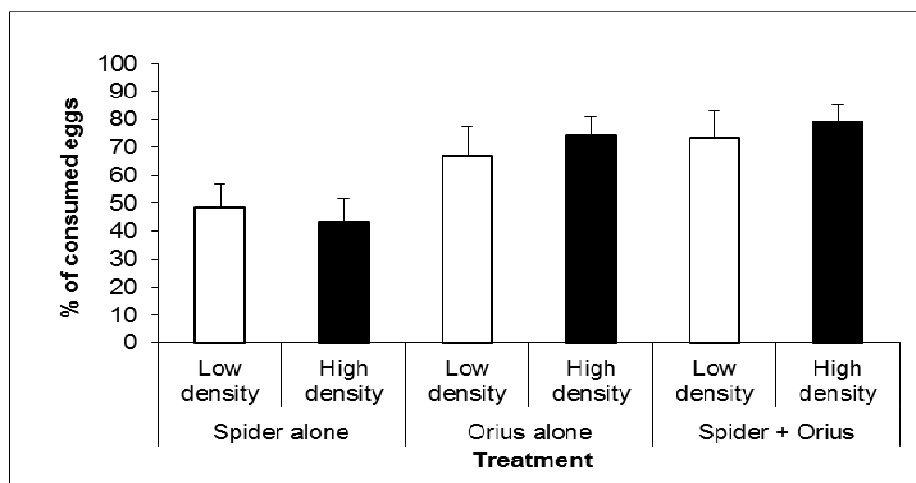


Fig. 2. Predation rates (%) for the three treatment combinations (spider alone,  $n = 20$ ; Orius alone,  $n = 20$ ; spider + Orius,  $n = 20$ ) 24 h after offering under high density (12 eggs per plants) and low (6 eggs per plants) conditions. Vertical lines show standard error.

### Influence of predators diel activity on potential control of *H. armigera* and IGP

ANOVA test also revealed significant differences between three treatments ( $F = 48.35$ ;  $d.f.=2$ ;  $P < 0.001$ ), day-night conditions groups ( $F = 5.51$ ;  $d.f.=1$ ;  $P < 0.05$ ) and their interactions ( $F = 0.65$ ;  $d.f.=1$ ;  $P < 0.05$ ) in second bioassay (Fig. 3). Once again, “Spider alone” treatment displayed a significant-lower predation rate ( $5.00 \pm 3.56$  % and  $50.00 \pm 1.11$  % for day and night condition respectively) than “Orius alone” treatment ( $70.00 \pm 5.98$  % and  $75 \pm 5.69$ ) and the combination of two predators ( $51.66 \pm 11.51$  % and  $55.00 \pm 12.44$  %). No significant differences between treatments 2 and 3 were found. Additionally, factors interactions indicated significant differences between predation rate of the spider under day conditions ( $5.00 \pm 3.56$  %) and the rest of the combination of two factors ( $P < 0.05$ ). IGP was very intensive both during day ( $77.5 \pm 8.70$  %) and night ( $80.00 \pm 6.24$  %). In fact, no significant differences in predation rate of *C. pelagicus* on *O. laevigatus* between day and night conditions were found ( $\chi^2 = 0.07$ ;  $P > 0.05$ ).

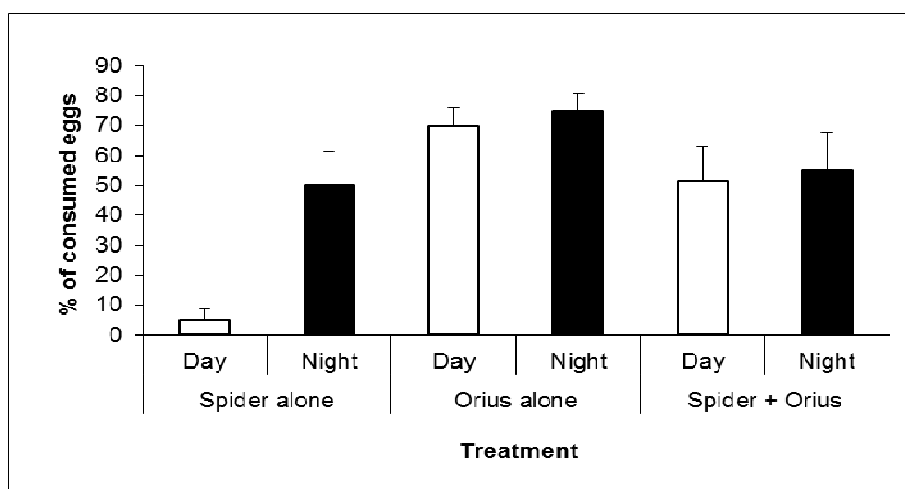


Fig. 3. Predation rates (%) for the three treatment combinations (spider alone,  $n = 20$ ; Orius alone,  $n = 20$ ; spider + Orius,  $n = 20$ ) under day (14 h after offering) and night (10 h after offering) conditions (see Materials and Methods section). Vertical lines show standard error.

## Discussion

Result obtained in the first and second experiment showed clearly an intensive unidirectional IGP of *C. pelagicum* on *O. laevigatus* under tested conditions. *Cheiracanthium* species have recently been reported as a top intraguild predator feeding on spiders (Hogg and Daane 2011) or green lacewings (Pérez-Guerrero et al. 2014). Results of both authors indicated that, despite the impact caused by *Cheiracanthium* species on other predators, ecosystem services should be maintained or increased as a result of the superior predatory ability displayed by these spiders on the extraguild prey. However, for *H. armigera* egg suppression, predation rates displayed here by *C. pelagicum* were significantly lower than *O. laevigatus* under proportion tested (1:4 spider and *Orius* respectively; Fig. 2 and 3). Therefore, since the extraguild prey (in this case *O. laevigatus*) support most of the *H. armigera* eggs control, a high impact of IGP on pest limitation would be expected. In fact, no significant differences between predation rates of “*Orius* alone” and “*Orius* + spider” treatments (in two experiments conducted) were found confirming antagonism interaction and no additive effects between two predators. Intraguild predation on *Orius* species by larger-bodied predator have been reported previously (Rosenheim et al. 1993; Rosenheim 2001 and 2005). *Geocoris* sp., *Nabis* sp., *Zelus* sp, *Chrysoperla* sp. and thomisids spiders have been observed preying on *Orius tristicolor* in cotton fields (Rosenheim et al. 1993;

Rosenheim 2001) and this (mainly *Geocoris* sp. IGP) could explain *Tetranychus* spp. control failed (Rosenheim 2005). Few studies have been analysed antagonist interaction between spiders and heteropteran bugs. Finke and Denno (2003) have found a negative effects of the wolf spiders *Pardosa littoralis* on the mirid bug *Tythus vagus* resulted in a decrease of top-down impacts on planthopper populations. In contrast, the combination of two spiders *Pardosa pseudoannulata*, *Atypena formosana* and the mirid bug *Cyrtorhinus lividipennis* had positive effects on the brown planthopper control (Sigsgaard 2007). In this work, *C. pelagicum* intensive IGP on *O. laevigatus* could produce an impact on *H. armigera* eggs suppression but results obtained here suggest that this impact must be moderate given that predation rates of two predator combination did not differ significantly from “*Orius* alone” treatment in both experiments. Tentative explanations may be put forward. First, a higher and faster *Orius* depredation capacity on *H. armigera* eggs compare to spider depredation may determine that *Orius* could be able to impact on *H. armigera* eggs prior to be preyed by spider. In fact, previous studies have shown a high predatory capacity on lepidopteran eggs of *Orius* species and *O. laevigatus* in particular (Sansone and Smith, 2001; Tommasini et al. 2004), according with results obtained here. Second, eggs predation by *C. pelagicum* could increase in the present of *Orius* through aggregation effects (Schellhorn and Andow 1999). If *Orius* move across the plant in search (and near) of eggs and was preyed by spider, eggs would more likely founded by spider. Consistent with this notion, some cursorial spiders (Anyphaenidae and Miturgidae) change their foraging behaviour following food consumption, restricting the area searched and thus facilitating the efficient location of food (Patt and Pfannenstiel 2009). Obviously, plant microcosm experiments provide a simplified view of complex interactions between predators and further researches and field observations are required in order to confirm intensive IGP and quantified the impact on *H. armigera* eggs suppression.

Egg density did no affect predation rates displayed by three treatments, percentage of consumed eggs do no vary with increasing offered eggs and the same patterns was found at two densities. Therefore, both predators appeared to have certain functional response at densities tested as have been reported in similar predators by previous works (Montserrat et al. 2000; Liznoarova and Pekar 2013). Spider kept alone have displayed lower impact on *H. armigera* eggs than “*Orius* alone” treatment and the combination of two predators that showed higher and no significant differences

predation rates for two density tested. The general pattern obtained previously showed that an increase of extraguild prey density involves a decrease of IGP intensity (Kajita et al. 2000; Noia et al. 2008; Lucas and Rosenheim 2011). However, these studies based on mobile extraguild prey data (e. g. aphids and mites). Results obtained here with eggs as extraguild prey displayed similar effect of density on IGP intensity, confirming general pattern.

Predation activity of *C. pelasgicum* on *H. armigera* eggs took place mainly at night. Consistent with this, *C. inclusum* have been observed feeding on *H. zea* and *Spodoptera exigua* eggs at night in cotton fields (Pfannenstiel 2008) and *C. pelasgicum*. In addition, Pérez-Guerrero et al. (2014) have also reported nocturnal predation activity by *C. pelasgicum* on *Chrysoperla carnea* eggs under laboratory conditions. Few data are available about diel activity of *Orius* species. *O. laevigatus*, under plant arena conditions, expanded its predatory activity on *H. armigera* eggs throughout 24 h with a similar predation rates during day and night. In contrast, Pfannenstiel and Yeargan (2002) found that *O. insidiosus* was primarily day active feeding on *H. zea* eggs in corn and soybean fields. According to the egg predation activity patterns observed in experimental plant arenas, *C. pelasgicum* and *O. laevigatus* encounters should take place mostly at night thereby reducing the IGP intensity during day explaining moderate impact of IGP on eggs control. However, predation activity of the spider on minute bug was very intensive both during day and night. It have been reported that detection of prey by non-webbuilding spiders may involve a combination of visual, vibratory and also semiochemical cues (Jackson and Cross 2011; Gallagher et al. 2013; Patt and Pfannenstiel 2008). Predation on mobile prey (in this case *O. laevigatus*) may be stimulate by the searching behaviour and movement of the prey while predation on eggs should depend primarily on the semiochemical cues. Therefore, in spite of *Cheiracanthium* species are considered a nocturnal active spider (Taylor and Pfannenstiel, 2009), under plant arena biossays condictiones, *C. pelasgicum* exerts an intensive IGP on *O. laevigatus*. In this sense, Perez-Guerrero et al. (2013) have previously reported diurnal predation activity of *C. pelasgicum* on noctuid larvae under laboratory conditions. Further research is required in order to confirm diel activity pattern of *C. pelasgicum* (and other cursorial spiders) in the field and its implications for the IGP on *O. laevigatus* and other non-target species.

In summary, intensive day and night IGP of *C. pelasgicum* on *O. laevigatus* are reported using plant microcosm, although impact on control was moderate and increase of egg density significantly relaxed IGP intensity. *O. laevigatus* showed a higher efficiency on *H. armigera* eggs suppression than *C. pelasgicum* which fed on eggs mainly at night. Finally, although larger-scale and field research are required, results obtained here may help to elucidate compatibility of natural control of important generalist predators and compatibility with integrate pest management programs and biological control techniques.

## Acknowledgements

The authors thank to Rafael Contreras for the design work of Figure 1. Sergio Pérez-Guerrero have been supported by Programa Operativo del Fondo Social Europeo 2007-2013 de Andalucía, Eje (Aumento y mejora del capital humano).

## References

- Agusti N, Aramburu J, Gabarra R (1999) Immunological detection of *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae) ingested by heteropteran predators: Time-related decay and effect of meal size on detection period. *Ann Entomol Soc Ame* 92: 56–62.
- Alderweireldt M (1994) Day-night activity rhythms of spiders occurring in crop-rotated fields. *Eur J Soil Biol* 30:55–61.
- Armendano A, González A (2011) Effect of spiders (Arachnida: Araneae) as predators of insect pest in alfalfa crops (*Medicago sativa*) (Fabaceae) in Argentina. *Int J Trop Biol* 59: 1651–1662.
- Bahar MH, Stanley JN, Gregg PC, Del Socorro AP, Kristiansen P (2012) Comparing the predatory performance of green lacewing on cotton bollworm on conventional and Bt cotton. *J Appl Entomol* 136: 263–270.
- Barrientos JA (2006) Claves de los arácnidos ibéricos (documento de trabajo). Jornadas sobre taxonomía de arácnidos ibéricos. III Curso Páctico de Aracnología, Grupo Ibérico de Aracnología, Córdoba 20 al 24 de julio, 198 pp.
- Chen LL, You MS, Chen SB (2011) Effects of cover crops on spider communities in tea plantations. *Biol Control* 59: 326–335.
- Cottrell TE, Yeargan KV (1998a) Influence of a native weed, *Acalypha ostryaefolia* (Euphorbiaceae), on *Coleomegilla maculata* (Coleoptera: Coccinellidae) population density, predation, and cannibalism in sweet corn. *Environ Entomol* 27:1375–1385.
- Cottrell TE, Yeargan KV (1998b) Effect of pollen on *Coleomegilla maculata* (Coleoptera: Coccinellidae) population density, predation, and cannibalism in sweet corn. *Environ Entomol* 27: 1402–1410.

- Deguine JP, Ferron P, Russell D (2008) Sustainable pest management for cotton production. A review. *Agron Sustain Dev* 28: 113–137
- Denno RF, Mitter MS, Langellotto GA, Gratton C, Finke DL (2004) Interactions between a hunting spider and a web-builder: Consequences of intraguild predation and cannibalism for prey suppression. *Ecol Entomol* 29: 566–577.
- Dinter A (1998) Intraguild predation between erigonid spiders, lacewing larvae, and carabids. *J Appl Entomol* 122: 163–167.
- Fincke OM (1994) Population regulation of a tropical damselfly in the larval stage by food limitation, cannibalism, intraguild predation and habitat drying. *Oecologia* 100: 118–127.
- Finke DL, Denno RF (2003) Intra-guild predation relaxes natural enemies impacts on herbivore populations. *Ecol Entomol* 28: 67–73.
- Fitt GP (1989). The ecology of *Heliothis* species in relation to agroecosystems. *Annu Rev Entomol* 34: 17–53.
- Fréchette B, Rojo S, Alomar O, Lucas E (2007) Intraguild predation among mirids and syrphids. Who is the prey and who is the predator? *BioControl* 52: 175–191.
- Gallagher RI, Patt JM, Pfannenstiel RS (2013) Searching responses of a hunting spider to cues associated with Lepidopteran eggs. *J Insect Behav* 26: 79–88.
- Hodge MA (1999) The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *J Arachnol* 27: 351–362.
- Hogg BN, Daane KM (2011) Diversity and invasion within a predator community: Impacts on herbivore suppression. *J Appl Ecol* 48: 453–461.
- Jackson RR, Cross FR (2011) Spider cognition. In M. E. Herberstein (Ed.), *Spider behaviour. Flexibility and versatility* (pp. 31–48). Cambridge: Cambridge University Press.
- Kajita Y, Takano F, Yasuda H, Agarwala BK (2000) Effects of indigenous ladybird species (Coleoptera: Coccinellidae) on the survival of an exotic species in relation to prey abundance. *Appl Entomol Zool* 35: 473–479.
- Liznarova E, Pekar S (2013) Dangerous prey is associated with a type 4 functional response in spiders. *Anim Behav* 85: 1183–1190.
- Lucas E, Coderre D, Brodeur J (1998) Intraguild predation among three aphid predators: characterization and influence of extra-guild prey density. *Ecology* 79: 1084–1092.
- Lucas E, Rosenheim JA (2011). Influence of extraguild prey density on intraguild predation by heteropteran predators: A review of the evidence and a case study. *Biol Control* 59: 61–67.
- Mansour F, Rosen D, Shulov A (1980) Biology of the spider *Chiracanthium mildei* (Arachnida: Clubionidae). *Entomophaga* 25: 237–248.
- Mansour F, Whitecomb WH (1986) The spiders of a citrus grove in Israel and their role as biocontrol agents of *Ceroplastes floridensis* (Homoptera: Coccidae). *Entomophaga* 31: 269–276.

- Miliczky ER, Calkins CO (2002) Spiders (Araneae) as potential predators of leafroller larvae and egg masses (Lepidoptera: Tortricidae) in central Washington apple and pear orchards. *Pan-Pac Entomol* 78: 140–150.
- Michaud JP (2004) Natural mortality of Asian Citrus psyllid, (Homoptera: Psyllidae) in Central Florida. *Biol Control* 29: 260–269.
- Montserrat M, Albajes R, Castane C (2000) Functional response of four Heteropteran predators preying on greenhouse whitefly (Homoptera: Aleyrodidae) and western flower thrips (Thysanoptera: Thripidae). *Environ Entomol* 29: 1075–1082.
- Morris TI, Symondson W, Kidd N, Campos M. (1999) Las arañas y su incidencia sobre *Prays oleae* en el olivar. *Boletín Sanidad Vegetal Plagas* 25: 475–489
- Nóia M, Borges I, Soares AO (2008) Intraguild predation between the aphidophagous ladybird beetles *Harmonia axyridis* and *Coccinella undecimpunctata* (Coleoptera: Coccinellidae): the role of intra and extraguild prey densities. *Biol Control* 46: 140–146.
- Obrycki JJ, Harwood JD, Kring TJ, O'Neil RJ (2009) Aphidophagy by Coccinellidae: Application of biological control in agroecosystems. *Biol Control* 51: 244–254.
- Parajulee MN, Shrestha RB, Leser JF, Wester DB, Blanco CA (2006) Evaluation of the functional response of selected arthropod predators on bollworm eggs in the laboratory and effect of temperature on their predation efficiency. *Environ Entomol*. 35: 379–386.
- Patt JM, Pfannenstiel RS (2008) Odor-based recognition of nectar in cursorial spiders. *Entomol Exp Appl* 127: 64–71.
- Pekár S, Kocourek F (2004) Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *J Appl Entomol* 128: 561–566.
- Pérez-Guerrero S, Gelan-Begna A, Tamajón A, Vargas-Osuna E (2013) Potential predation of non-webbuilding spider assemblage on cotton pests *Helicoverpa armigera* and *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Noctuidae). *Biocontrol Sci Techn* 23, 335–347.
- Pérez-Guerrero S, Gelan-Begna A, Vargas-Osuna E (2014) Impact of *Cheiracanthium pelasgicum* (Araneae: Miturgidae) and *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae) intraguild predation on the potential control of cotton pest *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae). *Biocontrol Sci Techn* 24: 216–228.
- Pérez-Guerrero S, Tamajón, R, Aldebis, HK, Vargas-Osuna E (2009) The spider community in organic cotton crops in southern Spain. *Rev Colomb Entomol* 35: 168–172.
- Pfannenstiel RS (2008) Spider predators of lepidopteran eggs in south Texas field crops. *Biol Control* 46: 202–208.
- Pfannenstiel RS, Yeargan KV (2002) Identification and diel activity pattern of predators attacking *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: Noctuidae) eggs in soybean and sweet corn. *Environ Entomol* 31: 232–241.
- Rosenheim JA, Wilhoit LR, Armer CA (1993) Influence of intraguild predation among generalist insect predators on the suppression of an herbivore population. *Oecologia* 96: 439–449.
- Rosenheim JA (2001) Source-sink dynamics for a generalist insect predator in a habitat with strong higher-order predation. *Ecol Monogr* 71: 93–116.

- Rosenheim JA (2005) Intraguild predation on *Orius tristicolor* by *Geocoris* spp and the paradox of irruptive spider mite dynamics in California cotton. Biol Control 32: 172–179.
- Sansone CG, Smith JW (2001) Identifying predation of *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: Noctuidae) eggs by *Orius* spp. (Hemiptera: Anthocoridae) in cotton by using ELISA. Environ Entomol 30: 431–438.
- Saxena H, Ponnusamy D, Iqbal MA (2012) Seasonal parasitism and biological characteristics of *Habrobracon hebetor* (Hymenoptera: Braconidae) - a potential larval ectoparasitoid of *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae) in a chickpea ecosystem. Biocontrol Sci Techn 22: 305–318.
- Schausberger P, Walzer A (2001) Combined versus single species release of predaceous mites: predator–predator interactions and pest suppression. Biol Control 20:269–278.
- Schellhorn NA, Andow DA (1999) Cannibalism and interspecific predation: role of oviposition behavior. Ecol Appl 9: 418–428.
- Simon, E. (1932). Les Arachnides de France. París: Tomos I-VIII.
- Sigsgaard L (2007) Early season natural control of the brown planthopper, *Nilaparvata lugens*: the contribution and interaction of two spider species and a predatory bug. B Entomol Res 97: 533–544.
- Socha R, Zemek R. 2007. Temporal pattern of feeding activity in the firebug *Pyrrhocoris apterus* and its relation to sex, wing dimorphism and physiological state of adults. Physiol Entomol 32: 16–25.
- Taylor RM, Pfannenstiel RS (2009) How Dietary Plant Nectar Affects the Survival, Growth, and Fecundity of a Cursorial Spider *Cheiracanthium inclusum* (Araneae: Miturgidae). Environ Entomol 38: 1379–1386.
- Tommasini MG, van Lenteren JC, Burgio G (2004) Biological traits and predation capacity of four *Orius* species on two prey species. B Insectol 57 (2): 79–93.
- VanLaerhoven SL, Gillespie DR, Roitberg BD (2003) Diel activity pattern and predation rate of the generalist predator *Dicyphus hesperus*. Entomol Exp Appl 107: 149–154.
- Zar JH (1996) Biostatistical analysis. New York, NY: Prentice-Hall.



## Capítulo 6

Efectos letales y subletales de insecticidas comerciales sobre  
*Philodromus buxi*, depredador potencial de lepidópteros  
defoliadores en la dehesa del sur de España

---

**Artículo publicado:** Sergio Pérez-Guerrero, Asnake Gelan-Begna, Alberto Redondo Villa, Rafael Tamajón & Enrique Vargas-Osuna (2014). Lethal and sublethal effects of commercial insecticides on *Philodromus buxi*, a potential predator of defoliating Lepidoptera in dehesa woodland in southern Spain. *International Journal of Pest Management*, 60: 121-125.

## Lethal and sublethal effects of commercial insecticides on *Philodromus buxi*, a potential predator of defoliating Lepidoptera in *dehesa* woodland in southern Spain

Sergio Pérez-Guerrero<sup>1</sup>; Asnake Gelan-Begna<sup>2</sup>; Alberto Redondo Villa<sup>3</sup>;  
Rafael Tamajón<sup>2</sup> and Enrique Vargas-Osuna<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Entomología. IFAPA. Centro “Las Torres-Tomejil”. Crta. Sevilla-Cazalla de la Sierra, Km 12,2. 41200 Alcalá del Río (Sevilla). Spain.

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales. Área de Entomología Agroforestal. ETSIAM. Universidad de Córdoba. Edificio Celestino Mutis. Campus Universitario de Rabanales. Crta. Madrid-Cádiz, km. 396. 14071 Córdoba. Spain

<sup>3</sup>Departamento de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba. Edificio Charles Darwin. Campus Universitario de Rabanales. Crta. Madrid-Cádiz, km. 396. 14071 Córdoba. Spain

Chemical and other selective insecticides are annually used as foliar treatments against defoliating Lepidoptera in the southern Spanish open woodland (known as *dehesa*), one of the largest forest ecosystems in the Mediterranean basin. In order to analyse the negative impact of these treatments on beneficial arthropods, the toxic effect of the three authorised insecticides on *Philodromus buxi* Simon (Araneae: Philodromidae), the most abundant tree canopy spider in southern Spain, was tested under laboratory conditions. Cypermethrin was the most harmful insecticide 96 hours after application, causing around 90% corrected mortality, while flufenoxuron (an insect growth-regulator) prompted around 45% mortality, and *Bacillus thuringiensis* caused no mortality at all. In addition, flufenoxuron produced a clear alteration in the predatory capacity of *P. buxi*, increasing the reaction times of treated specimens, and additional mortality associated with the moulting process. *B. thuringiensis* caused no effects in reaction times, growth or moulting. The results obtained clearly indicate that *B. thuringiensis* is the most suitable of the authorised insecticides for conserving populations of *P. buxi* in *dehesa* woodland in southern Spain.

**Key words:** Philodromidae, Araneae, Toxicity, Cypermethrin, Flufenoxuron, *Bacillus thuringiensis*.

### 1. Introduction

The open woodland in the western and southern Iberian Peninsula, known in Spanish as *dehesa*, is one of the largest forest ecosystems in the Mediterranean basin,

with a total area of some 3.1 million hectares (Moreno and Pulido 2009). The *dehesa* is a unique type of *Quercus* forest system arising from human activity involving agriculture and animal husbandry. In southern Spain, *dehesa* is mainly populated by holmoak (*Quercus ilex*) but also cork oak (*Quercus suber*). There is little or no woody understorey and both annual and perennial herbaceous species are grown for pasture. Several studies have adduced evidence for the important role of insect defoliation in the phenomenon of oak decline (Thomas et al. 2002 and references therein). Few data are available on the specific composition and relative abundance of defoliating Lepidoptera communities in the *dehesa* of southern Spain. Research suggests that in southern Spanish *dehesa*, the greatest damage is caused by several species of noctuid and tortricid, mainly *Catocala* spp., *Dryobotodes* spp., and *Tortrix viridana* (Toimil 1987a, 1987b; Extremera et al. 2004). Until the 1990s, chemical insecticides were widely used to mitigate defoliating Lepidoptera damage on *Quercus* species in Spain, mainly against *Lymantria dispar* and *T. viridana* (Soria and Notario 1990). Since the exclusive use of chemical insecticides prompts the appearance of resistance, environmental pollution and imbalances among populations of natural enemies, *B. thuringiensis* (*Bt*) and other selective insecticides (e.g. insect growth regulators, IGRs) have also been used effectively in integrated pest management programmes (Rosa and Martinez 1995). Currently, only pyrethroids, *Bt* and IGRs (flufenoxuron) are authorised in Spain for the control of defoliating insects in the *dehesa* (De Liñan 2012). Spiders are one of the major groups of natural predators occurring in ecosystems, and research has highlighted their key role in pest control and limitation (Marc et al. 1999; Pérez-Guerrero et al. 2013). Spiders use a wide range of strategies to capture prey (Uetz 1992). While web-based prey capture is perhaps the best-known method, around half of the known spider families build no web and instead use other hunting strategies. Most of these non-web building spiders (e.g. Thomisidae, Lycosidae) “sit and wait” for passing arthropods which they try to catch; only a few families (e.g. Miturgidae or Salticidae) actively move in search of prey (Uetz 1992). The activity of hunting spiders may be useful as part of a programme for the control of pests such as Lepidoptera, whose eggs and larvae cannot be captured in a web (Mansour 1987; Pearce et al. 2004; Pfannenstiel 2008). Few data are available on the specific composition and relative abundance of hunting spider communities associated with *Quercus* species. Cardoso et al. (2008) confirmed the prevalence of some hunting spider families such as Philodromidae and Salticidae.

A number of papers have investigated the lethal and sublethal effects of pesticides on spiders (Pekár 2012 and references therein) and other non-target arthropods (Desneux et al. 2007; Biondi et al. 2012a). In general, the use of broad-spectrum pesticides adversely affects spider populations (Mansour et al. 1980; Venturino et al. 2008; Marko et al. 2009; Pekár 2012), with a marked adverse impact on survival, fecundity and development (Deng et al. 2006; Xiao-qiong et al. 2012). Previous research has shown that some spider species are more sensitive than others to insecticides (Bostanian et al. 1984). Pekár (1999) reported that hunting spiders were more susceptible to insecticides than web-building spiders. *Philodromus* sp. (Philodromidae) and *Clubiona* sp. (Clubionidae) appear to be more sensitive to pyrethroids than others insecticides such as IGRs (Pekár 1999; Rezac et al. 2010). Although a number of authors have analysed the interaction of genetically-modified *Bt* crops with spiders and its indirect impact on abundance, little research has focused on the direct effects of *Bt* toxin consumption on spider biology (Peterson et al. 2011 and references therein). Consumption of Cry1Ab corn pollen by the web-building spider *Araneus diadematus* (Araneidae) had no effect on weight increase, survival, moult frequency, reaction times or web variables (Ludy and Lang 2006). Similar findings were reported by Meissle and Romeis (2009), who found no change in mortality, weight development or offspring production in *Theridium impressum* (Theridiidae) when specimens were fed Cry3Bb1 for eight weeks. The present study examined the only three insecticides authorised for use as foliar treatments in *Quercus* species in the southern Spanish *dehesa*, measuring their lethal and sublethal effects on the most abundant canopy hunting spider *Philodromus buxi* during defoliating Lepidoptera attacks. Changes in reaction times, length increase and moulting were assessed.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Biological material

Spiders were collected in a holm oak (*Quercus ilex*) area of *dehesa* named “Viñuela Alta”, located in Córdoba, southern Spain (38° 07′ 11″N to 4° 31′ 32″W), at an altitude of roughly 500 m a.s.l. The climate is continental Mediterranean with hot, dry summers and relatively cold, wet winters. Viñuela Alta comprises 50 ha of open woodland *dehesa* dominated by holm oak (*Quercus ilex* ssp. *ballota*; 35 trees ha<sup>-1</sup>). The surveys were conducted in March, April and May 2012 (during defoliating Lepidoptera

attacks) by beating holm oak branches with a two-and-a-half metre rod. After beating the branch, spiders fell onto a white sheet placed underneath the canopy. Two beatings were performed per tree (north-facing and south-facing side of each tree), and 10 trees were sampled on a weekly basis. Captured specimens were placed in plastic cups of 38 mm diameter with perforated lids, and transported to the laboratory. All spiders were kept in separate Petri dishes of 9 cm diameter and maintained under laboratory conditions:  $24 \pm 2^{\circ}\text{C}$ , 65% relative humidity and a photoperiod of 14: 10 h (light: dark). Taxonomic determination to genus level was performed using identification keys developed by the Iberian Arachnology Group (Barrientos 2006). Later, when needed, a sample of captured juveniles was reared to adulthood in the laboratory and fixed in 70% ethanol for species identification by observation of male and female genitalia (Simon 1932; <http://www.araneae.unibe.ch>). Since *Philodromus buxi* Simon (Araneae: Philodromidae) was clearly the most abundant species captured (61.37% of the total; Pérez-Guerrero, unpublished data) and *Philodromus species* have been reported as effective predators of lepidopteran pests in southern Spain (Morris et al. 1999; Pérez-Guerrero et al. 2013), this species was chosen for the experiment as a potential predator of defoliating Lepidoptera. In addition, given that most captured *P. buxi* specimens were juveniles (94.68% of the total; carapace length 1.2-1.8 mm), adults were excluded from the tests because juvenile is the most common age of spiders during defoliating Lepidoptera attacks and insecticides application in the field. Given that defoliating Lepidoptera associated with *Quercus* species cannot be easily reared in laboratory, *Spodoptera littoralis* (Boisduval) larvae were used as food source for the bioassays. Larvae of *S. littoralis* came from a colony established in the Agroforestry Entomology laboratory (University of Córdoba, Spain) reared using a semi-artificial diet following Vargas-Osuna (1985).

## 2.2. Insecticides and treatments

Three commercial formulations of insecticides currently authorised and recommended for use in Spanish *dehesa* open woodland (De Liñan 2012) were tested on *P. buxi*. Field recommended doses of Cekumetrin 10 E.C. (cypermethrin 10%), Cascade (flufenoxuron 10%) and Biobit XL (*Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* 11.8%) were applied: 0.01%, 0.05% and 2% v/v, respectively. Thirty juvenile specimens were used to test each insecticide as well as the control treatments. Since the experimental

design for the *Bt* test differed substantially from the cypermethrin and flufenoxuron tests, a different control group was used for this insecticide. Spiders were starved 7 days before the tests to standardise hunger levels. Immediately prior to treatment, the size (length of carapace) of each spider was measured with a stereomicroscope micrometer (OEM; ocular micrometer with a 10 mm scale divided into 0.1 mm units). Cypermethrin and flufenoxuron were topically applied to the dorsal abdomen. Spiders were individually placed in a Petri dish with filter paper and a 5- $\mu$ L drop of insecticide solution was applied; distilled water was used as control treatment. The test spiders (control and treatment specimens) were immobilized by cold treatment before application. It is important to stress that, since the exposure of spiders to insecticides may vary greatly under field conditions, this experiment must be considered a worst-case situation (field recommended doses of insecticides completely covering the spiders) in order to firstly detect contact toxicity of insecticides and subsequent side effects conducting maximum exposure under laboratory conditions. Since spiders may be exposed to *Bt* toxins by consuming prey that have previously fed on treated plants, *Bt* was applied to *P. buxi* via second instar *S. littoralis* larvae fed on an alfalfa diet that had the insecticide suspension incorporated (MacIntosh et al. 1990), plus a control treatment fed on a standard alfalfa diet. Second instar *S. littoralis* larvae were fed on the contaminated diet *ad libitum* for 24 hours and two of these larvae were offered to spiders. The mortality of remaining larvae was monitored to ensure that the larvae had ingested *Bt* toxins.

### 2.3. Assessment of lethal and sublethal effects

Mortality rates caused by both insecticides and that of the control were recorded 96 hours after topical application. Once this period had elapsed, the reaction times of surviving spiders were recorded. For all treatments and control groups, spiders were placed in a Petri dish and second instar *S. littoralis* larvae were offered, always at the same distance (3 cm). The time taken by individual spiders to capture larvae (reaction time) was recorded using a digital camera (Canon HFS 21) and subsequently measured using the Adobe Premiere Pro CS5 video program. In addition, surviving spiders were fed on two second instar *S. littoralis* larvae every 2 days for 30 days (“the feeding period”) and were monitored daily, recording moulting times (number of moults) for each spider. One month later, size (carapace length) was measured again. For *Bt* treated

spiders and the control, mortality rates were recorded eight days after treatment and reaction times were measured in the same way as set out above for the cypermethrin and flufenoxuron tests. Surviving spiders were fed on two, second instar *S. littoralis* larvae every 2 days for 30 days and were monitored daily, recording moulting times. Thirty days later, size (carapace length) was measured again.

## 2.4. Statistical analyses

The SPSS v. 13.0 software package was used for statistical analysis. Since data did not meet the assumptions of normality and analysis of the cypermethrin sublethal effects could not be carried out due to the high mortality displayed by this insecticide, Mann-Whitney non parametric U-tests (Zar 1996) were used to compare reaction times, growth increase and moulting times of spider groups. The mortality rates of treated and control groups were compared using the  $\chi^2$  test contained in the SPSS v. 13.0 statistical software package. Abbott-corrected mortalities (Abbott 1925) were used to compare spider mortality percentages.

## 3. Results

### 3.1. Acute toxicity

Mortality rates for the cypermethrin-flufenoxuron control and *Bt* control were 3.3 and 0% respectively. Mortality rates obtained with cypermethrin and flufenoxuron differed significantly from the control mortality rate ( $\chi^2 = 45.27$  and  $15.02$ ;  $P < 0.05$  in all cases), indicating that these insecticides were toxic against spiders. Cypermethrin produced significantly higher corrected mortality (89.65%) than flufenoxuron ( $\chi^2 = 13.02$ ;  $P < 0.05$ ), killing 44.83% of spiders. *Bt* showed no toxicity towards spiders and produced no mortality.

### 3.2. Sublethal effects

Since cypermethrin prompted approximately 90% mortality, analysis of the sublethal effects of this insecticide could not be carried out. Reaction times for flufenoxuron were significantly higher than reaction times for the control group (Mann-Whitney  $U=26.0$ ;  $P < 0.05$ ), with a mean of  $183.94 \pm 50.81$  (SE) and  $16.55 \pm 31.11$  min, respectively (Figure 1A). By contrast, no significant differences were noted in reaction times between *Bt*-treated spiders and controls (Mann-Whitney  $U=119.00$ ;  $P > 0.05$ ),

with means  $91.98 \pm 26.41$  and  $66.17 \pm 24.66$  min, respectively (Figure 1B). The initial size (carapace length) of spiders treated with flufenoxuron and *Bt* did not differ significantly from that of their respective controls (Mann-Whitney  $U=95.00$  and  $225.00$ ;  $P > 0.05$  in both cases; Figure 2).

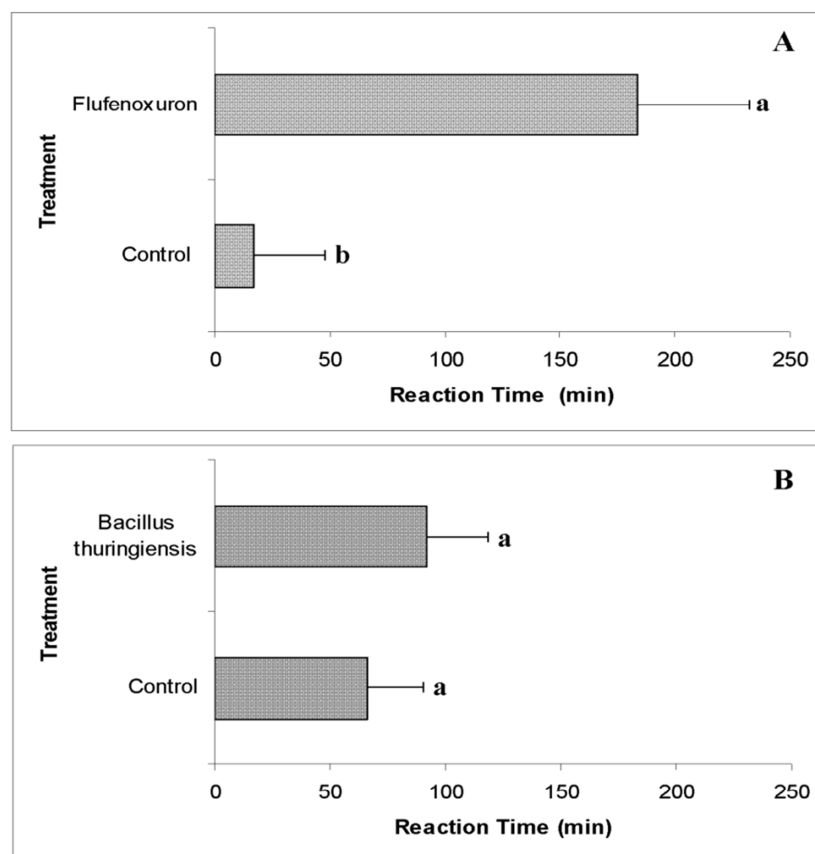


Figure 1. Reaction times (mean  $\pm$  SE) for the control groups and treated spiders with (A) flufenoxuron ( $n=19$  and  $11$ , respectively) and (B) *Bacillus thuringiensis* ( $n=18$  in both cases). Horizontal lines show standard errors. Different letters represent significant differences (Mann-Whitney non-parametric U-test;  $P < 0.05$ ).

After 30 days' feeding, the mortality of surviving spiders treated with flufenoxuron was 43.75%, thus differing significantly from that of the control group (0%;  $\chi^2 = 8.96$ ;  $P < 0.05$ ). It should be noted that most of these spiders (71.42%) died after moulting. Subsequent feeding-period mortality of spiders treated with Bt was 7.14%, and thus did not differ significantly from that of controls (6.67%;  $\chi^2 = 0.01$ ;  $P >$



0.05). Length increase in spiders treated with flufenoxuron and Bt (with a mean of 0.05 and 0.13 mm, respectively) did not differ significantly from length increase in control groups (Mann-Whitney  $U=135.00$  and  $213.50$ ;  $P > 0.05$  in both cases; Figure 2A, B). Finally, there were no differences in moulting times of spiders treated with flufenoxuron and Bt (with a mean of  $0.61 \pm 0.12$  and  $0.78 \pm 0.11$  moults, respectively;  $n=18$  and  $28$ , respectively) and their respective control groups ( $0.64 \pm 0.13$  and  $1.10 \pm 0.11$  moults;  $n=28$  and  $30$ , respectively; Mann-Whitney  $U=249.5$  and  $372.5$ ;  $P > 0.05$  in both cases).

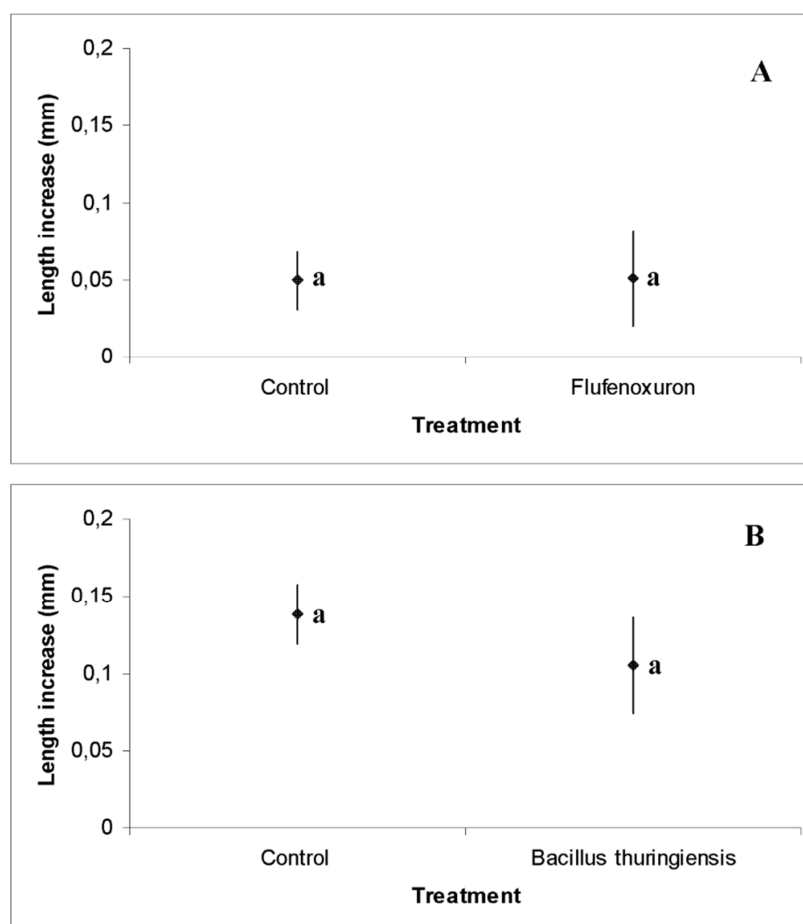


Figure 2. Carapace length increase (mean  $\pm$  SE) for the controls and treated spiders with (A) flufenoxuron ( $n=28$  and  $10$ , respectively) and (B) *Bacillus thuringiensis* ( $n=20$  and  $26$ , respectively). Horizontal lines show standard errors. Different letters represent significant differences (Mann-Whitney non-parametric U-test;  $P < 0.05$ ).

## 4. Discussion

### 4.1. Acute toxicity

Cypermethrin is the only non-selective pyrethroid insecticide authorised for use in Spanish open woodland *dehesa* (De Liñan 2012), and is widely used at present against defoliating Lepidoptera species (Consejería de Agricultura, Pesca y Medioambiente 2012). Cypermethrin showed high toxicity against spiders, killing most of the *P. buxi* individuals treated. Similar findings have been reported by other authors, who highlight the highly toxic effect of pyrethroids on many spider species in the field (Huusela-Veistola 1998; Macfadyen et al. 2012) and under laboratory conditions (Pekár 1999; Pekár and Benes 2008; Rezac et al. 2010). Results obtained by Pekár (1999) and Rezac et al. (2010) showed that both direct application and contact with residues of two pyrethroids, namely permethrin and deltamethrin, caused mortality rates (90% and 80%, respectively) for *Philodromus sp.* and *P. cespitum*, very similar to those recorded here. Moreover, Pekár and Benes (2008) have demonstrated the persistence of this type of insecticide: the highest mortality rates for *P. palustris* and *P. cespitum* were obtained following exposure to 15-day-old residues of deltamethrin which were aged by keeping outside at natural light-dark period to simulate natural conditions but sheltered from direct sun and rain. Finally, although results obtained here are consistent with previous reports, it is necessary to follow with extended and field experiments under more realistic conditions in order to assess possible side effects caused by non-selective pyrethroids on *P. buxi* and other non-target fauna in southern Spain *dehesas*.

Flufenoxuron, a chitin synthesis inhibitor, was also active against *P. buxi*, killing about 45% of treated spiders, although it appears to be most active during the moulting process (Oberlander and Silhacek 1998). This insecticide and other insect growth regulators (IGRs) have frequently been used in foliar treatments in Spanish *Quercus* woods (Rosa and Martínez 1995), but few data are available regarding their effects on non-target organisms. Applications of diflubenzuron in mixed forests in the United States have been observed to have negative effects on the abundance and density of soil and leaf litter spiders (Martinat et al. 1993; Perry et al. 1997). Flufenoxuron has previously been shown to have low toxicity for the spider species *Pardosa astrigera* (Hamamura et al. 2006), the predatory mite *Phytoseiulus persimilis* (Kim and Yoo 2002) and parasitoids *Cotesia plutellae* and *Diadegma semiclausum* (Haseeb et al. 2000; Haseeb and Amano 2002), but have been found to be harmful to the parasitoid

*Telenomus remus* (Carmo et al. 2010). Other IGRs have been tested against *Philodromus species*. Pekár (1999) reported 20% mortality in *Philodromus* sp. treated with hexaflumuron while Rezac et al. (2010) found no mortality and 9.1% mortality when *P. cespitum* was treated with diflubenzuron and metoxyfenozide residues, respectively. The results obtained here suggest that, over the recommended doses, the impact of flufenoxuron foliar treatments on *P. buxi* may be considerable, although the exposure of spiders may vary greatly under field conditions (Pekár 2012). In the tree canopy, according to Pekár and Haddad (2005), spiders may avoid contact with fresh insecticide residues and, to some degree, escape its harmful effects. In fact, these authors found that *Philodromus* spp. can recognise and avoid fresh residues of several insecticides. Therefore, in more real situations (especially regarding the manner of pesticide application) the effects could be not so negative. It should be stressed that, since experiments presented here were conducted as a worst case situation, further research (more realistic and extended laboratory and semi-field experiments) is required in order to confirm the impact of flufenoxuron on *P. buxi* and other natural enemies. *Bacillus thuringiensis* caused no mortality to *P. buxi* specimens. No changes in mortality rates have been reported when web-building spiders *Araneus diadematus* (Araneidae) and *Theridium impressum* (Theridiidae) consumed Cry1Ab and Cry3Bb1, respectively (Ludy and Lang 2006; Meissle and Romeis 2009). Virtually no data are available on the effects of *Bt* field applications on natural predators in Spanish *dehesa* woodlands. Elsewhere, several authors have reported the effects on non-target fauna of *Bt* forest applications against defoliating Lepidoptera, mainly *Lymantria dispar* (i.e. Andreadis et al. 1983; Flexner et al. 1986; Rieske and Blus 2001; Boulton 2004; Boulton et al. 2007). While negative impacts on non-target Lepidoptera appear to be clear (Miller 1990; Boulton 2004; Boulton et al. 2007), studies of the effects on natural predators have yielded variable results. Ticehurst et al. (1982) and Andreadis et al. (1983) found no negative impact of *Bt* treatments on *L. dispar* parasitism and diseases. Recently, Biondi et al. (2012b) also reported no lethal and side effects of *Bt* commercial formulations on the generalist predator *Orius laevigatus*. In contrast, Flexner et al. (1986) reported a detrimental impact on parasitic ichneumon wasps. Few data are available on the repercussions for spider populations of *Bt* applications for defoliating pest suppression in forest systems. Rieske and Buss (2001) noted that litter spiders (and other non-target taxa) were negatively affected by *Bt* applications, but suggested that this variability could be attributable to indirect effects (mainly as a result of altered prey

availability) as have been also reported in different agroecosystems (Desneux et al. 2007; Pekar 2012). Previous laboratory tests (Ludy and Lang 2006; Meissle and Romeis 2009) and the results obtained here indicate that there was no direct negative effect of *Bt* toxins on spiders in general and *P. buxi* in particular. In any event, further laboratory and field research is required in order to confirm the non toxicity of *Bt* and the implications of its use in defoliating pest suppression on spider populations.

#### 4.2. Sublethal effects

Some sublethal effects of insecticides on surviving spiders were also analysed. Flufenoxuron produced a clear alteration in the predatory capacity of *P. buxi*, increasing more than 11-fold the reaction times of treated specimens (Figure 1A). It may thus be surmised that flufenoxuron interfered with the search efficiency of spiders. Rezác et al. (2010) showed that diflubenzuron residues produced alterations in the functional response of *P. cespitum*, reducing prey capture and increasing handling time. *Bt* caused no effects on the reaction times of spiders (Figure 1B) and the predatory capacity of treated spiders was not impaired. Similarly, Ludy and Lang (2006) found no impact on the reaction times of the web-building *Araneus diadematus* when this species was exposed to *Bt* maize pollen. To the best of the present authors' knowledge, Philodromidae is not among the families of hunting spiders that feed on nectar (Taylor and Bradley 2009), which means that *P. buxi* may be exposed to *Bt* toxins through the consumption of prey that have previously fed on treated plants. Given that the concentration of consumed toxin diminishes with each step up the food chain (Jiang et al. 2004; Peterson et al. 2011), exposure of *P. buxi* to toxin under test conditions (two second instar larvae consumed) may be too low for effects to be detected. In any case, Meissle and Romeis (2009) also found no negative effects on *Theridium impressum* (Theridiidae) after eight weeks' exposure to Cry3Bb toxin.

During the feeding period, flufenoxuron produced over 40% mortality among the remaining spiders. This chitin synthesis inhibitor interferes with the formation of the insect cuticle, therefore most of the spiders died after moulting. IGRs are often presented as selective insecticides (relatively non-toxic or harmless to non-target arthropods) and some authors have confirmed this selectivity (Haseeb et al. 2000; Haseeb and Amano 2002; Kim and Yoo 2002). In contrast, IGRs have also shown toxicity and side effects in several non-target arthropod taxa under laboratory worst-case situations (Avila and Nakano 1999; Bueno and Freitas 2004) and more defined

laboratory conditions (Bueno et al. 2008). Even though flufenoxuron appears to be non-selectively harmful to *P. buxi* and this casts doubt on its suitability in Spanish *dehesa* woodlands, field experiments that take into account several other factors that may influence the impact of foliar treatments against defoliating Lepidoptera are required in order to elucidate the reliability of the results obtained here. Finally, *P. buxi* specimens were monitored for 30 days to analyse sublethal effects on the development of treated spiders. No effects on growth and moulting were found for flufenoxuron, although this insecticide prompted considerable mortality and effects on predatory behaviour. Commensurate with this, no negative impacts on the development and growth of the wolf spider *Pirata piratoides* were reported when this species was treated with the IGR buprofezin, although predation rates were strongly affected (Deng et al. 2008). No differences in growth or moult frequency were observed between spiders that consumed *Bt*-treated larvae and controls. Previous studies similarly found no effects of *Bt* toxins on development and moulting when spiders consumed Cry proteins (Ludy and Lang 2006; Meissle and Romeis 2009). In the present study, monitoring of growth and moulting lasted only 30 days in order to analyse the sublethal effects of authorised insecticides when defoliating Lepidoptera and *P. buxi* coexist in the tree canopy and field treatments are carried out. Long-term studies are required to elucidate possible effects on spider-offspring production and other reproductive parameters and subsequent repercussions on spider populations. In summary, the results obtained in this study confirmed the high toxicity of the non-selective pyrethroid cypermethrin in terms of mortality rates among hunting spiders. In contrast to some previous reports, flufenoxuron appeared to be non-selective, producing considerable mortality 96 hours after application and additional mortality associated with the moulting process. This IGR also produced a clear alteration in the predatory capacity of *P. buxi*, increasing the reaction times of treated specimens. *Bt* caused no mortality or sublethal effects on reaction times, growth or moulting, and thus appears to be the most suitable of the insecticides authorised for conserving populations of *P. buxi* in Spanish *dehesa* woodlands. However, since laboratory experiments do not simulate field conditions accurately, and results could be influenced by the methodology used in each case, further semi-field and field research is needed to support the findings of this study.

## Acknowledgements

The authors thank to M<sup>a</sup> Dolores Ortega, for helping us in the field work. This work has been partly supported by Consejería de Economía, Innovación, Ciencia y Empleo, Junta de Andalucía (Spain) and Programa Operativo del Fondo Social Europeo 2007-2013 de Andalucía, Eje 3 (Aumento y mejora del capital humano).

## References

- Abbott WS. 1925. A method of computing the effectiveness of an insecticide. *J Econ Entomol.* 18:265-267.
- Andreadis TG, Dubois NR, Moore REB, Anderson JF, Lewis FB. 1983. Single applications of high concentrations of *Bacillus thuringiensis* for control of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) populations and their impact on parasitism and disease. *J Econ Entomol.* 76:1417-1422.
- Avila CJ, Nakano O. 1999. Efeito do regulador de crescimento lufenuron na reprodução de *Diabrotica speciosa* (Germar) (Coleoptera: Chrysomelidae). *Anais Da Sociedade Entomológica Do Brasil* 28:293-299.
- Barrientos JA. 2006. Claves de los arácnidos ibéricos (documento de trabajo). Jornadas sobre taxonomía de arácnidos ibéricos, III Curso Práctico de Aracnología. Grupo Ibérico de Aracnología. Córdoba 20 al 24 de julio. 198 p.
- Biondi A, Mommaerts V, Smagghe G, Vinuela E, Zappala L, Desneux N. 2012a. The non-target impact of spinosyns on beneficial arthropods. *Pest Manage Sci.* 68:1523-1536.
- Biondi A, Desneux N, Siscaro G, Zappala L. 2012b. Using organic-certified rather than synthetic pesticides may not be safer for biological control agents: selectivity and side effects of 14 pesticides on the predator *Orius laevigatus*. *Chemosphere.* 87:803-812.
- Bostanian NJ, Dondale CD, Binns MR, Pitre D. 1984. Effects of pesticide use on spiders (Araneae) in Quebec apple orchards. *Can Entomol.* 116:663-675
- Boulton TJ. 2004. Responses of nontarget Lepidoptera to foray 48bt *Bacillus thuringiensis* var. *Kurstaki* on Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Environ Toxicol Chem.* 23:1297-1304.
- Boulton TJ, Otvos IS, Halwas KL, Rohlf DA. 2007. Recovery of nontarget Lepidoptera on Vancouver Island, Canada: one and four years after a gypsy moth eradication program. *Environ Toxicol Chem.* 26:738-748.
- Bueno AF, Bueno RCOF, Parra JRP, Vieira SS. 2008. Effects of pesticides used in soybean crops to the egg parasitoid *Trichogramma pretiosum*. *Ciência Rural Santa Maria.* 38:1495-1503.

- Bueno AF, Freitas S. 2004. Effect of the insecticides abamectin and lufenuron on eggs and larvae of *Chrysoperla externa* under laboratory conditions. *BioControl*. 49:277-283.
- Cardoso P, Gaspar C, Pereira LC, Silva I, Henriques SS, da Silva RR, Sousa P. 2008. Assessing spider species richness and composition in Mediterranean cork oak forests. *Acta Oecol*. 33:114-127.
- Carmo EL, Bueno AF, Bueno RC. 2010. Pesticide selectivity for the insect egg parasitoid *Telenomus remus*. *BioControl*. 55:455-464.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Medioambiente. 2012. Balance fitosanitario del cultivo de la dehesa. In: Red de alerta e informacion fitosanitaria. [www document]. <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/raif/informes/alanceshistoricos/2012/cordoba/index.html>
- De Liñan C. 2012. Vademecum de Productos Fitosanitarios y Nutricionales. Madrid: Ediciones Agrotecnicas.
- Deng L, Dai J, Cao H, Xu M. 2006. Effects of an organophosphorous insecticide on survival, fecundity, and development of *Hylyphantes graminicola* (Sundevall) (Araneae: Linyphii- dae). *Environ Toxicol Chem*. 25:3073-3077.
- Deng L, Xu M, Cao H, Jiayin D. 2008. Ecotoxicological effects of buprofezin on fecundity, growth, development, and predation of the wolf spider *Pirata piratoides* (Schenkel). *Arch Environ Contam Toxicol*. 55:652-658.
- Desneux N, Decourtye A, Delpuech JM. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annu Rev Entomol*. 52:81-106.
- Extremera FM, Cobo A, Perez Rodriguez MC, Perez Guerrero S, Vargas Osuna E. 2004. El complejo de lepidopteros defoliadores de *Quercus* en la provincia de Cordoba. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*. 30:203-209.
- Flexner JL, Lighthart B, Crott BA. 1986. The effects of microbial insecticides on non-target beneficial arthropods. *Agric Ecosyst Environ*. 16:203-254.
- Hamamura T, Kohno K, Takeda M. 2006. Insecticide susceptibility of *Pardosa astrigera* L. Koch spiderlings. *Jpn J Applied Entomol*. 50:253-255.
- Haseeb M, Amano H. 2002. Effects of contact, oral and persistent toxicity of selected pesticides on *Cotesia plutellae* (Hym., Braconidae), a potential parasitoid of *Plutella xylostella* (Lep., Plutellidae). *J Appl Entomol*. 126:8-13.
- Haseeb M, Amano H, Nemoto H. 2000. Pesticidal effects on mortality and parasitism rates of *Diadegma semiclausum* (Hellen), a parasitoid of the diamondback moth. *BioControl*. 45:165-178.
- Huusela-Veistola E. 1998. Effects of perennial grass strips on spiders (Araneae) in cereal fields and impact on pesticide side-effects. *J Appl Entomol*. 122:575-583.

- Jiang YH., Fu Q, Cheng JA., Zhu ZR, Jiang MX, Ye GYZ, Hang ZT. 2004. Dynamics of Cry1Ab protein from transgenic Bt rice in herbivores and their predators. *Acta Entomol Sinica*. 47:454-460.
- Kim SS, Yoo SS. 2002. Comparative toxicity of some acaricides to the predatory mite, *Phytoseiulus persimilis*, and the twospotted spider mite, *Tetranychus urticae*. *BioControl*. 47:563-573.
- Ludy C, Lang A. 2006. Bt maize pollen exposure and impact on the garden spider, *Araneus diadematus*. *Entomol Exp Appl*. 118:145-156.
- Macfadyen S, Zalucki MP. 2012. Assessing the short-term impact of an insecticide (Deltamethrin) on predator and herbivore abundance in soybean *Glycine max* using a replicated small-plot field experiment. *Insect Sci*. 19:112-120.
- MacIntosh SC, Stone TB, Sims SR, Hunst PL, Greenplate JT, Marrone PG, Perlak FJ, Fischhoff DA, Fuchs RL. 1990. Specificity and efficacy of purified *Bacillus thuringiensis* proteins against agronomically important insects. *J Invertebr Pathol*. 56:258-266.
- Mansour F. 1987. Spiders in sprayed and unsprayed cotton fields in Israel, their interactions with cotton pests and their importance as predators of the Egyptian cotton leaf worm, *Spodoptera littoralis*. *Phytoparasitica*. 15:31-41.
- Mansour F, Rosen D, Shulov A. 1980. A survey of spider populations (Araneae) in sprayed and unsprayed apple orchards in Israel and their ability to feed on larvae of *Spodoptera littoralis* (Boisd.) *Acta Oecol*. 1:189-197.
- Marc P, Canard A, Ysnel F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agric Ecosyst Environ*. 74:229-273.
- Marko V, Keresztes B, Fountain MT, Cross JV. 2009. Prey availability, pesticides and the abundance of orchard spider communities. *Biol Control*. 48:115-124.
- Martinat PJ, Jennings DT, Whitmore RC. 1993. Effects of diflubenzuron on the litter spider and orthopteroid community in a central Appalachian forest infested with gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). *Environ Entomol*. 22:1003-1008.
- Meissle M, Romeis J. 2009. The web-building spider *Theridion impressum* (Araneae: Theridiidae) is not adversely affected by Bt maize resistant to corn rootworms. *Plant Biotechnol J*. 7:645-656.
- Miller JC. 1990. Field assessment on the effects of a microbial pest control agent on non target Lepidoptera. *Am Entomol*. 40:135-139.
- Moreno G, Pulido FJ. 2009. The functioning, management and persistence of dehesas. In: Rigueiro-Rodríguez A, McAdam J, Mosquera-Losada R, editors. *Agroforestry in Europe: current status and future prospect*. Dordrecht (Netherlands): Springer; p. 127-160.
- Morris TI, Symondson W, Kid N, Campos M. 1999. Las arañas y su incidencia sobre *Prays oleae* en el olivar. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*. 25:475-489.



- Oberlander H, Silhacek DL. 1998. New perspective on the mode of action of benzoylphenyl urea insecticides. In: Ishaaya I, Degheele D, editors. Insecticides with novel modes of action: mechanism and application. Berlin: Springer; p. 92-105.
- Pearce S, Hebronn WM, Raven RJ, Zalucki MP, Hassan E. 2004. Spider fauna of soybean crops in south-east Queensland and their potential as predators of *Helicoverpa spp.* (Lepidoptera: Noctuidae). Aust J Entomol. 43:57-65.
- Pekár S. 1999. Foraging mode: a factor affecting the susceptibility of spiders (Araneae) to insecticide applications. Pestic Sci. 55:1077-1082.
- Pekár S. 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. Pest Manage Sci. 68:1438-1446.
- Pekár S, Benes J. 2008. Aged pesticide residues are detrimental to agrobiont spiders (Araneae). J Appl Entomol. 132:614-622.
- Pekár S, Haddad Ch. 2005. Can agrobiont spiders (Araneae) avoid a surface with pesticide residues? Pest Manage Sci. 61:1179-1185.
- Pérez-Guerrero S, Gelan-Begna A, Tamajon R, Vargas-Osuna E. 2013. Potential predation of non-webbuilding spider assemblage on cotton pests *Helicoverpa armigera* and *Spodoptera littoralis* (Lepidoptera: Noctuidae). Biocontrol Sci Technol. 23:335-347.
- Perry WB, Christiansen TA, Perry SA. 1997. Response of soil and leaf litter microarthropods to forest application of diflubenzuron. Ecotoxicology. 6:87-99.
- Peterson JA, Lundgren JG, Harwood JD. 2011. Interactions of transgenic *Bacillus thuringiensis* insecticidal crops with spiders (Araneae). J Arachnol. 39:1-21.
- Pfannenstiel RS. 2008. Development of the cursorial spider, *Cheiracanthium inclusum* (Araneae: Miturgidae), on eggs of *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: Noctuidae). J Entomol Sci. 43:418-422.
- Rezác M, Pekár S, Stara, J. 2010. The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider *Philodromus cespitum*. BioControl. 55:503-510.
- Rieske LK, Buss LJ. 2001. Effects of gypsy moth suppression tactics on litter- and ground-dwelling arthropods in the central hardwood forests of the Cumberland Plateau. Forest Ecol Manage. 149:181-195.
- Rosa E, Martínez P. 1995. La persistencia selectiva de diflubenzuron en el follaje de la encina y su influencia sobre las poblaciones de lagarta peluda, *Lymantria dispar* (L. 1785) (Lep. Lymantriidae) Boletín de Sanidad Vegetal Plagas. 21:75-86.
- Simon E. 1932. Les Arachnides de France. Tomes I-VIII. Paris: Roret.
- Soria S, Notario A. 1990. *Tortrix viridana* L. (Lepidoptera: Tortricidae) una plaga de las encinas de problematico control. Boletín de Sanidad Vegetal Plagas. 16:247-262.
- Taylor RM, Bradley RA. 2009. Plant nectar increases survival, molting, and foraging in two foliage wandering spiders. J Arachnol. 37:232-237.

- Thomas FM, Blank R, Hartmann G. 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathol.* 32:277-307.
- Ticehurst M, Fusco RA, Blumenthal EM. 1982. Effects of reduced rates of Dipel 4L, Dylox 1.5 oil, and Dimilin W-25 on *Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Lymantriidae), parasitism and defoliation. *Environ Entomol.* 11:1058-1062.
- Toimil FJ. 1987a. Algunos lepidopteros defoliadores de la encina (*Q. Ilex* L.) y alcornoque (*Q. Suber* L.), en la provincia de Huelva. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas.* 13:331-346.
- Toimil FJ. 1987b. Algunos insectos defoliadores de la encina (*Q. ilex* L.) en la provincia de Huelva. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas.* 13:173-188.
- Uetz GW. 1992. Foraging strategies of spiders. *Trends Ecol Evol.* 7:155-159.
- Vargas-Osuna E. 1985. La reproducción de *Spodoptera littoralis* (Boisduval) y sus alteraciones por el virus de la poliedrosis nuclear (VPN). Unpublished PhD dissertation. Universidad de Córdoba, Spain.
- Venturino E, Isaia M, Bona F, Chatterjee S, Badino G. 2008. Biological controls of intensive agroecosystems: wanderer spiders in the Langa Astigiana. *Ecol Complex.* 5:157-164.
- Xiao-qiong C, You X, Ling-bing W, Yifeng C, Yu P. 2012. Imidacloprid affects *Pardosa Pseudoannulata* adults and their unexposed offspring. *B Environ Contam Tox.* 88:654-658.
- Zar JH. 1996. Biostatistical analysis. Engelwood Cliffs (NJ): Prentice-Hall.

## **Capítulo 7**

### **Discusión General**

## DISCUSIÓN GENERAL

### 1. El ecosistema del algodón.

#### 1.1. Importancia relativa de las de especies y familias de arañas no formadoras de redes de seda.

La mayoría de los ejemplares recogidos en los muestreos de campo fueron estados juveniles y las especies recolectadas han sido recientemente citadas en cultivos de algodón del sur de España por Pérez-Guerrero et al. (2009) a excepción de las especies de Salticidae: *Thyene imperialis* Rossi, *Icius* sp. y *Phlegma fasciata* Hahn. Las especies con más ejemplares recolectados fueron *Thomisus onustus* Walckenaer y *Runcinia grammica* (Koch) (Familia Thomisidae), *Oxyopes lineatus* Latreille (Familia Oxyopidae) y *Cheiracanthium pelasgicum* (Koch) (Familia Miturgidae), que en conjunto representaron el 93,6 % del total. La mayor parte de las especies recolectadas poseen un comportamiento de búsqueda activa de la presa y no utilizan redes de seda. Este resultado coincide con los obtenidos por Morris et al. (1999) en el olivar donde son también estas especies las que predominan (en su caso filodrómidos y salticidos). Desde un punto de vista aplicado esto es sumamente interesante, ya que son las especies errantes las que mayor incidencia deben tener sobre huevos y larvas de lepidópteros que son las que ocasionan un mayor perjuicio al algodonero.

En cuanto a la contribución de cada familia al total de las muestras, Thomisidae, Oxyopidae y Miturgidae, fueron las que aportaron una mayor proporción de ejemplares capturados, con el 48,9 %, 21,3 % y 18,4%, respectivamente. La familia Thomisidae incluye especies que viven y cazan al acecho en flores y por lo tanto el cultivo del algodón resulta propicio a la hora de albergar este tipo de especies. La familia Miturgidae incluye cerca de 30 géneros y 400 especies en todo el mundo, de las que más de la mitad pertenecen al género *Cheiracanthium*. Esta familia predomina frecuentemente en cultivos de porte arbóreo (Marc y Canard, 1997; Marc et al., 1999) donde especies como *C. mildei* Koch pueden llegar a suponer hasta el 52% del total de individuos (Marc et al., 1999). Por otro lado, los filodrómidos están entre los grupos predominantes en la araneofauna de otros cultivos (Morris et al., 1999; Ludy y Lang, 2004; Pekar y Kocourek, 2004). Algunas especies habitan en el follaje de los cultivos,

mientras que otras viven en pastos (gramíneas) o ambientes crípticos del suelo (Grismado et al., 2011).

El género *Cheiracanthium*, que incluye numerosas especies, se encuentra distribuido principalmente desde el norte de Europa a Japón, desde el sur de África a la India, América y Australia (Lissner, 2011) y son arañas cazadoras activas de hábitos nocturnos (Urones, 1987). La presencia y abundancia de este género en el algodón sugiere su potencial como agente de control de plagas de lepidópteros.

## 1.2. Depredación de las especies de arañas

En estos ensayos se utilizaron las arañas en estados juveniles que procedían de los muestreos de campo, con objeto de que reflejasen la estructura de edad presente en el cultivo para cada grupo de arañas y evaluar su potencial depredador sobre larvas de dos de las principales plagas de lepidópteros: *H. armigera* y *S. littoralis*.

Los ensayos de no elección de presa proveen una información útil respecto a la depredación relativa entre las diferentes familias y especies. Los datos de consumo de presa no mostraron correlación entre la edad o tamaño de los juveniles y la tasa de depredación. Esto podría explicarse por el tamaño de la presa ofrecida (larvas neonatas de lepidópteros), mucho más pequeñas que las más pequeñas arañas, si bien pudo haber influido el largo periodo de ayuno al que fueron sometidas las arañas previamente al inicio de los ensayos.

Las arañas más abundantes en cultivos de algodón no mostraron preferencia entre las larvas de *H. armigera* y *S. littoralis*. En general, las arañas corredoras (Miturgidae, Philodromidae y Oxyopidae) consumieron más larvas en menos tiempo que las arañas de “tipo cangrejo” (Thomisidae), lo que puede ser debido a los diferentes métodos de captura; las arañas corredoras se mueven constantemente buscando activamente las presas, mientras que los tomísidos son relativamente sedentarios y esperan a que pasen sus presas para intentar atraparlas (Nentwig, 1986; Uetz, 1992). Esta búsqueda activa hizo que la familia Miturgidae (representada por *C. pelasgicum*) consumiera más del 60% de las larvas de lepidópteros ofrecidas solo 2 horas después

del inicio del ensayo, valor significativamente mayor que el consumo de presas de la familia de Thomisidae que fue aproximadamente del 32% en el mismo tiempo. Por su parte, Philodromidae y Oxyopidae tuvieron también menor consumo (alrededor del 40%) que Miturgidae, aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Al final del ensayo (24 h), nuevamente las familias de arañas corredoras Philodromidae y Miturgidae mostraron las mayores tasas de depredación, seguidas de Oxyopidae que no difirió respecto de Thomisidae. Estos resultados difieren de los obtenidos por Pearce et al. (2004) quienes encontraron similar depredación de larvas de *Helioverpa zea* (Boddie) entre familias de arañas presentes en cultivo de soja; de hecho estos autores obtuvieron una tasa de depredación ligeramente mayor en Thomisidae que en Oxyopidae.

Los resultados obtenidos en los ensayos de preferencia de presa, complementarios a los ensayos anteriores de no elección, refuerzan la importancia del complejo de arañas cazadoras en general y de ciertas familias en particular en el control natural de larvas de lepidópteros. Se sabe que los adultos de *Drosophila melanogaster* Meigen son presas muy palatables para la mayoría de las arañas (Bilde y Toft, 1997; 2001; Toft, 1999) y este díptero es mucho más activo que las larvas de lepidópteros, facilitando así su localización por las arañas (Persons y Uetz, 1996); sin embargo, la preferencia del complejo de arañas sobre las larvas de lepidópteros (*H. armigera* y *S. littoralis*) fue considerablemente alta (42% de primeros ataques y el 38% del total de ataques).

Analizando los datos de las tres familias utilizadas (Miturgidae, Thomisidae y Oxyopidae) se encuentran diferencias importantes: Miturgidae (representada por *C. pelagicum*) mostró una alta preferencia inicial por las larvas de lepidópteros confirmando la importancia de esta familia y el género *Cheiracanthium* como depredadores potenciales de plagas de lepidópteros en algodón (McDaniel y Sterling, 1982; Pfannenstiel, 2008). Además, *C. pelagicum* presenta una clara tendencia a la alternancia de presa y esto debe tenerse en cuenta desde el punto de vista del control biológico.

El género *Cheiracanthium* ha sido señalado como depredador fundamentalmente de Lepidoptera (Mansour et al., 1980; Miliczky y Calkins, 2002; Pfannenstiel, 2008)

aunque también utiliza como presa otros grupos de insectos, tales como Homoptera (Michaud, 2004). No obstante, existe escasa información sobre el verdadero espectro de presas capturadas por las especies de *Cheiracanthium* en los cultivos. Los resultados obtenidos parecen sugerir que *Cheiracanthium* captura larvas de lepidópteros alternándolas con presas de otros grupos de insectos. No obstante, se requiere nuevos estudios para confirmar este comportamiento depredador del género *Cheiracanthium* y sus implicaciones en el control potencial de plagas de lepidópteros.

Thomisidae, y en menor medida Oxyopidae, mostraron una clara preferencia por *D. melanogaster*, de acuerdo con otros autores que señalan a las especies de Diptera como una de las más importantes fuentes de alimento para estas familias (Turner, 1979; Nentwig, 1986; Nyffeler et al., 1987a; Heo, 2008). Sin embargo, como indican nuestros resultados y estudios anteriores, las larvas de algunas plagas de lepidópteros pueden formar parte, en bajo porcentaje, de la dieta de Thomisidae y Oxyopidae (Turner, 1979; Young y Lockley, 1985), sobre todo cuando son altos los niveles de plaga y la disponibilidad de este tipo de presas.

### **1.3. Depredación intragremial de *C. pelasgicum* y *C. carnea* y su efecto en el consumo de larvas de *H. armigera*.**

Según los resultados anteriores, *C. pelasgicum* muestra una alta preferencia por las larvas de lepidópteros, frente a la presa alternativa *D. melanogaster*, así como una clara tendencia a la alternancia entre los dos tipos de presas. Así pues, las larvas del neuróptero *C. carnea* son potenciales presas y pueden formar parte de la dieta del mitúrgido, por lo que su actividad depredadora puede tener un impacto negativo sobre las poblaciones del crisópido. Nuestros resultados han confirmado la existencia de depredación intragremial unidireccional de *C. pelasgicum* sobre las larvas de *C. carnea*. A este respecto, se ha señalado que especies invasivas del género *Cheiracanthium*, principalmente *C. mildei* y *C. inclusum*, al mismo tiempo que limitan las poblaciones de cicadélidos provocan una disminución en el número de depredadores autóctonos (Hogg y Daane, 2011).

### 1.3.1. Preferencia de presa de *C. pelasgicum* entre las larvas de *C. carnea* y de *H. armigera*

Los resultados de los ensayos de elección de presa sugieren que *C. pelasgicum* encuentra igual de palatables las larvas de *C. carnea* que las larvas de *H. armigera* ya que no se detectó tendencia significativa a la alternancia de presa como se había encontrado anteriormente utilizando *D. melanogaster* como presa alternativa. Si *C. pelasgicum* necesita alternar entre tipos de alimento para obtener una dieta equilibrada, como se ha demostrado en otras especies de arañas (Jensen et al., 2011; Mayntz et al., 2005), debe ser con otra presa que no sea el crisópido.

### 1.3.2. Efecto de la acción conjunta de ambos depredadores sobre larvas de *H. armigera*

Los resultados indican que *C. pelasgicum* depreda mayor cantidad de larvas de *H. armigera* con respecto a la actividad depredadora de *C. carnea*. Además, la acción conjunta de ambos depredadores tuvo un efecto inferior al de la araña sola y, por tanto claramente no aditivo, como consecuencia de una interacción antagonista entre *C. pelasgicum* y *C. carnea*, como ha sido señalado por ejemplo entre arañas y míridos (Finke y Denno, 2003).

La depredación intragremial unidireccional observada podría justificar por sí sola esta interacción antagonista; sin embargo, en los casos en que los dos depredadores se mantuvieron juntos sin que la araña depredara al crisópido, las tasa de depredación de larvas de *H. armigera* durante los primeros 30 min del ensayo fue significativamente más baja que para la araña sola. Parece, por tanto, que la presencia de *C. carnea* influye negativamente en la actividad depredadora de la araña, supuestamente por la capacidad de *C. pelasgicum* de detectar semioquímicos (Jackson y Cross 2011; Gallagher et al. 2013; Patt y Pfannenstiel, 2008) específicos del neuróptero que afecten a su tiempo de reacción y subsecuente depredación.

No obstante, la capacidad depredadora de *C. pelasgicum* permitió mantener altos niveles de capturas de presa, independientemente de la presencia de *C. carnea* y de la



intensa depredación intragremial unidireccional. Se requieren futuras investigaciones para conocer si esta depredación intragremial decrece cuando incrementa la densidad de presas extragremiales (larvas de lepidópteros), tal como han señalado algunos autores (Dinter, 1998; Lucas y Rosenheim, 2011).

En un ensayo específico, *C. pelasgicum* consumió 23.5% de los huevos de *C. carnea* 24 h después de ser ofrecidos en condiciones de laboratorio, lo que puede considerarse un bajo impacto desde el punto de vista de la compatibilidad de ambos depredadores en campo.

#### **1.4. Depredación intragremial de *C. pelasgicum* y *O. laevigatus* y su efecto en el consumo de huevos de *H. armigera***

Los resultados obtenidos muestran claramente una intensa depredación intragremial unidireccional de *C. pelasgicum* sobre *O. laevigatus* en las condiciones del ensayo. La depredación de especies de *Orius* por depredadores de mayor tamaño ha sido señalada previamente (Rosenheim et al., 1993; Rosenheim, 2001, 2005).

Las tasas de depredación de huevos de *H. armigera* por *C. pelasgicum* fueron significativamente más bajas que las de *O. laevigatus* en las condiciones del ensayo (1 araña y 4 *Orius*), por lo que cabría esperar que la depredación intragremial unidireccional tuviera un alto impacto sobre la depredación de huevos. Sin embargo, aunque se confirmó la interacción antagonista de ambos depredadores, los resultados de los ensayos de laboratorio sugieren que el impacto ha de ser moderado ya que la tasa de depredación de huevos, cuando actuaron conjuntamente ambos depredadores, no difirió significativamente de la obtenida con *O. laevigatus* solo.

##### **1.4.1. Efecto de la densidad de huevos sobre la DPI y el consumo**

La densidad de huevos no afectó al patrón de consumo de huevos de los dos depredadores en solitario, ni a su acción conjunta. Esto supone que tanto *C. pelasgicum* como *O. laevigatus* serían capaces de responder a un aumento de la densidad de huevos en el cultivo (respuesta funcional), como ocurre con la acción de otros depredadores

sobre otro tipo de presas (Montserrat et al., 2000; Liznoarova y Pekár, 2013). Por otra parte, el aumento de la densidad de huevos si afectó a la DPI bajando la tasa de mortalidad de *O. laevigatus* a causa de la araña. La relajación en la intensidad de la DPI al aumentar la densidad de la presa extragremial ha sido descrita anteriormente por diversos autores (Kajita et al., 2000; Noia et al., 2008; Lucas y Rosenheim, 2011) para presas móviles (estados juveniles y adultos). Los resultados obtenidos en este trabajo, confirman este patrón general también para el estado de huevo.

#### **1.4.2. Efecto del periodo de actividad de los depredadores sobre la DPI y el consumo de huevos de *H. armigera***

La actividad depredadora de *C. pelasgicum* sobre huevos de *H. armigera* tuvo lugar principalmente por la noche, como también se ha señalado para *C. inclusum* alimentándose de huevos de *H. zea* y *Spodoptera exigua* en cultivo de algodón (Pfannenstiel 2008); por el contrario, bajo nuestras condiciones de ensayo, *O. laevigatus* no manifestó diferencias en actividad depredadora entre el día y la noche, si bien en la especie congénica *O. insidiosus* se ha señalado mayor actividad diurna sobre huevos de *H. zea* en maíz y soja (Pfannenstiel y Yeorgan, 2002). De acuerdo con esto, el mayor número de encuentros entre *C. pelasgicum* y *O. laevigatus* deberían producirse principalmente durante la noche reduciendo la intensidad de la depredación intragremial durante el día, sin embargo esto no ocurrió ya que *C. pelasgicum* continuó depredando con la misma intensidad durante el día. No obstante, a pesar de la intensa depredación intragremial de la araña durante 24h, el impacto sobre el control de huevos de *H. armigera* fue moderado (sin diferencias significativas con respecto a la depredación de *Orius* solo). Esto podría explicarse por un efecto de agregación (Schellhorn y Andow, 1999), es decir, el impacto de la DPI sería compensado por un aumento del consumo de huevos por parte de la araña que los encontrarían más fácilmente cuando cuando depreda sobre *Orius*. Se requieren nuevas investigaciones para confirmar los periodos de mayor actividad depredadora de *C. pelasgicum* en campo y sus implicaciones en la depredación intragremial sobre *O. laevigatus* y su efecto sobre el control de *H. armigera*.

## 2. El ecosistema de encinar de dehesa

### 2.1. Importancia relativa de las de especies y familias de arañas no formadoras de redes de seda.

De los ejemplares obtenidos en los muestreos en encinas de dehesa destacaron la familias Philodromidae con el 72,5%, seguida a gran distancia de Salticidae (4,7%) y Thomisidae (3,1%) y, con un escaso número de ejemplares, las familias Miturgidae y Oxyopidae. Se han identificado tres especies de la familia Philodromidae, siendo *Philodromus buxi* Simon la más abundante en el periodo de muestreo (61,37% del total de ejemplares), cinco especies de Salticidae y tres de Thomisidae (datos no publicados).

La familia Philodromidae es un grupo de arañas de tamaño medio que comprende aproximadamente 522 especies en 29 géneros a nivel mundial. En Europa se encuentra distribuida en numerosos países y habitan en matorrales, árboles, hierbas y cultivos (Lissner, 2011). En olivares de Andalucía y Madrid (Morris et al., 1999; Pascual et al., 2010; Cárdenas y Barrientos, 2011) se han citado las especies *P. buxi*, *P. cesptium* (Walckenaer), *P. glaucinus* Simon, *P. longipalpis* Simon, *P. pulchellus* Lucas, *P. rufus* Walckenaer y *Thanatus vulgaris* Simon. Las especies de *Philodromus* han sido señaladas previamente como activos depredadores de plagas de lepidópteros en el olivar (Morris et al., 1999).

### 2.2. Efectos directos de insecticidas sobre *P. buxi*

#### 2.2.1. Efectos letales

Cipermetrina es el único insecticida piretroide autorizado en España para su uso en las dehesas contra lepidópteros defoliadores (De Liñán, 2012), donde se aplica con frecuencia en pulverización foliar (Consejería de Agricultura, Pesca y Medioambiente, 2012). Este piretroide se ha mostrado altamente tóxico contra las arañas, causando la muerte de casi la totalidad de *P. buxi* en los ensayos de laboratorio. Resultados similares han sido obtenidos por otros autores, quienes destacan la elevada toxicidad de los piretroides para diferentes especies de arañas en ensayos de laboratorio (Pekár, 1999;

Pekár y Benes, 2008; Rezác et al., 2010) y tras aplicaciones de campo (Huusela-Veistola, 1998; Macfadyen et al., 2012). Pekár (1999) y Rezác et al. (2010) señalan que la acción por contacto de Permetrina y Deltamethrina, tanto en aplicaciones directas como en su efecto residual, causaron mortalidades entre el 80 y 90% en otras especies de *Philodromus*. Además, Pekár y Benes (2008) han demostrado la elevada persistencia de la actividad de los residuos de este grupo de insecticidas. Aunque nuestros resultados son consistentes con los de otros autores, es necesario continuar este tipo de experimentos en condiciones de campo con objeto de estudiar los posibles efectos causados por este piretroide sobre las poblaciones naturales de *P. buxi* y otros entomófagos en las dehesas del sur de España.

El inhibidor de la síntesis de la quitina, Flufenoxuron, también mostró actividad insecticida contra *P. buxi* (alrededor del 45% de los individuos tratados por aplicación tópica), aunque sus efectos se manifestaron principalmente durante el periodo de muda de las arañas (Oberlander y Silhacek, 1998). Este insecticida y otros Reguladores del Crecimiento de Insectos (RCI) han sido utilizados frecuentemente en tratamientos foliares en España sobre *Quercus* (Rosa y Martínez, 1995), pero se dispone de pocos datos respecto a sus efectos sobre los enemigos naturales de los fitófagos (Martinat et al., 1993; Perry et al., 1997). Nuestros resultados sugieren que, a la dosis recomendada, el impacto de tratamientos foliares de Flufenoxuron sobre *P. buxi* puede ser importante, aunque el grado de exposición de las arañas puede disminuir notablemente en condiciones de campo (Pekár, 2012).

Por último, la depredación por *P. buxi* de larvas de *S. littoralis* alimentadas con *B. thuringiensis* no causó mortalidad sobre el depredador, al igual que se ha señalado en otros grupos de arañas alimentadas directamente con toxinas de esta bacteria (Ludy y Lang, 2006; Meissle y Romeis, 2009). No se tienen datos del efecto de formulaciones de *B. thuringiensis* sobre enemigos naturales en los ecosistemas de dehesa, pero algunos autores han estudiado sus efectos sobre las poblaciones de depredadores presentes en otros ecosistemas forestales, principalmente para el control de *L. dispar* (i.e. Andreadis et al., 1983; Flexner et al., 1986; Rieske y Buus, 2001; Boulton, 2004; Boulton et al., 2007), obteniendo resultados variables. De los pocos datos disponibles sobre el efecto de las aplicaciones de *B. thuringiensis* sobre arañas, Rieske y Buss

(2001) han señalado que las poblaciones de arañas fueron negativamente afectadas, pero probablemente por un efecto indirecto al alterar la disponibilidad de las presas.

### 2.2.2. Efectos subletales: tiempo de reacción y desarrollo

La aplicación tópica de Flufenoxuron produjo una clara alteración de la capacidad depredadora de *P. buxi*, incrementando en más de 11 veces el tiempo de reacción, lo que puede reducir la eficiencia de búsqueda de esta especie. En la misma línea que nuestros resultados, Rezác et al. (2010) demostró que residuos de Diflubenzuron producen alteraciones en la respuesta funcional de *P. cespitum*, reduciendo el número de capturas y aumentando el tiempo de manipulación de la presa.

Como se indicó anteriormente, Flufenoxuron causó más del 40% de mortalidad de *P. buxi* pero con un marcado efecto diferido. Al ser un inhibidor de la síntesis de la quitina, interfiere con la formación de la nueva cutícula y, por tanto, la mayoría de las arañas murieron después de mudar. Este grupo de insecticidas se suelen considerar insecticidas selectivos y algunos autores ha confirmado esta selectividad, principalmente ecológica (Haseeb et al., 2000; Haseeb y Amano, 2002; Kim y Yoo, 2002), pues en ensayos en laboratorio sí que se ha encontrado toxicidad para diferentes grupos de artrópodos (Avila y Nakano, 1999; Bueno y Freitas, 2004; Bueno et al., 2008). Se requieren ensayos de campo que tengan en cuenta otros factores que puedan influir sobre el impacto de los tratamientos foliares contra lepidópteros defoliadores sobre la fauna auxiliar y, particularmente, el complejo de arañas depredadoras presentes en el ecosistema de la dehesa.

Hasta la fecha no se tiene conocimiento de que las especies de Philodromidae se alimenten del néctar o polen (Taylor y Bradley, 2009), por lo que *P. buxi* puede ser expuesta a las toxinas de *B. thuringiensis* solamente a través del consumo de presas que se han alimentado previamente de plantas tratadas o transgénicas (plantas Bt). Según nuestros resultados, la alimentación de *P. buxi* sobre larvas que han ingerido *B. thuringiensis* no causa efecto alguno en su tiempo de reacción y en su capacidad depredadora, coincidiendo con Ludy y Lang (2006) en sus estudios con la especie formadora de redes de seda *Araneus diadematus* Clerck alimentada con polen de maíz

transgénico. No obstante, dado que la concentración de toxina consumida disminuye en cada paso a través de la cadena trófica (Jiang et al., 2004; Peterson et al., 2011), la exposición de *P. buxi* a la toxina bajo las condiciones del ensayo (dos larvas de segundo estadio de *H. armigera*) pudieron ser demasiado bajas para detectar posibles efectos.

Tampoco se encontraron diferencias en crecimiento y frecuencia de mudas entre individuos de *P. buxi* que consumieron larvas tratadas con *B. thuringiensis* y aquellos que se alimentaron de larvas no tratadas. Estudios anteriores tampoco han encontrado efectos en el desarrollo cuando otras especies de arañas ingirieron proteínas Cry (Ludy y Lang, 2006; Meissle y Romeis, 2009). Hay que señalar, finalmente, que nuestros ensayos tuvieron una duración de un mes, por lo que sería de interés ampliar el periodo de observación para estudiar los posibles efectos a más largo plazo que pudieran repercutir en parámetros reproductivos y, por tanto, en los niveles de población de las siguientes generaciones.

# **Capítulo 8**

## Conclusiones

## CONCLUSIONES

- Las especies con más ejemplares recolectados en algodón fueron *Thomisus onustus* y *Runcinia grammica* (Familia Thomisidae), *Oxyopes lineatus* (Familia Oxyopidae) y *Cheiracanthium pelasgicum* (Familia Miturgidae) (Capítulo 3).
- Las arañas más abundantes en el cultivo de algodón no mostraron preferencia entre las larvas de *H. armigera* y *S. littoralis* (Capítulo 3).
- Las arañas corredoras (Miturgidae y Philodromidae) mostraron una mayor tasa de depredación que Thomisidae, consumiendo más larvas en menor tiempo (Capítulo 3).
- Miturgidae presentó una clara preferencia por las larvas de lepidópteros, por lo que el impacto de esta familia sobre las poblaciones larvarias ha de ser mucho mayor que el de Oxyopidae y Thomisidae (Capítulo 3).
- El mitúrgido *C. pelasgicum* alterna la captura de larvas de lepidópteros con otros insectos, aunque se requieren nuevos estudios para confirmar este comportamiento en condiciones de campo y el espectro de presas real de la especie (Capítulo 3).
- Se demuestra la depredación intragremial unidireccional de *C. pelasgicum* sobre las larvas del neuróptero *Chrysoperla carnea*. Además, el mitúrgido consumió huevos de *C. carnea* 24 h después de ser ofrecidos en condiciones de laboratorio, aunque el impacto en campo debe ser bajo (Capítulo 4).
- *C. pelasgicum* no manifiesta preferencia entre larvas del depredador *C. carnea* y del fitófago *H. armigera* (Capítulo 4).
- La acción conjunta de *C. pelasgicum* y *C. carnea* sobre larvas de *H. armigera* tuvo un efecto no aditivo, como consecuencia de una interacción antagonista entre ambos depredadores. No obstante, la capacidad depredadora de *C. pelasgicum* permite mantener altos niveles de capturas de presa, independientemente de la intensa depredación intragremial unidireccional (Capítulo 4).
- Se encontró una intensa depredación intragremial unidireccional de *C. pelasgicum* sobre el depredador de huevos *Orius laevigatus*, aunque el efecto antagonista cuando ambos depredadores actúan conjuntamente sobre huevos de *H. armigera* fue moderado (Capítulo 5).



- La actividad depredadora de *C. pelasgicum* sobre huevos de *H. armigera* tuvo lugar principalmente por la noche; por el contrario *O. laevigatus* desarrolló su actividad depredadora durante el día y la noche (Capítulo 5).
- La densidad de huevos no afectó el control por parte de los depredadores pero relajó significativamente la intensidad de la depredación intragremial (Capítulo 5).
- En el encinar de dehesa, la familia con más ejemplares recolectados fue Philodromidae, seguida a gran distancia de Salticidae y Thomisidae. Se han identificado tres especies de la familia Philodromidae, siendo *Philodromus buxi* la más abundante (Capítulo 6).
- En aplicaciones tópicas sobre *P. buxi*, la Cipermetrina ha mostrado una alta acción letal sobre *P. buxi*. Por el contrario, el Flufenoxuron tuvo una menor actividad insecticida inicial, aunque produjo un notable incremento del tiempo de reacción y un efecto letal diferido durante el periodo de muda de las arañas (Capítulo 6).
- La alimentación de *P. buxi* sobre larvas de *S. littoralis* que ingirieron *Bacillus thuringiensis* no causó mortalidad ni tuvo efecto en su tiempo de reacción, capacidad depredadora y crecimiento (Capítulo 6).

## **Capítulo 9**

### **Bibliografía**

## BIBLIOGRAFÍA

- Altieri, M.A., Letourneau, D.K., 1984. Vegetation diversity and insect pest outbreaks. CRC critical reviews. plant scie. 2, 131- 169.
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2000. Applying agroecological concepts to development of ecologically based pest management systems. In: Proceedings of a workshop "Professional societies and ecological based pest management systems," National Research Council, Washington, DC. pp. 14-19.
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2004. Biodiversity and pest management in agroecosistemas. Second edition. pp. 3-90.
- Alvarado, M., 2004. Plagas y enfermedades del algodón. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca.
- Alvarado, M., Duran, J.M., 1996. Incidencias climáticas y fitosanitarias en los cultivos españoles durante 1995. Algodón. Phytoma España, 77, 18-23.
- Andreadis, T.G., Dubois, N.R., Moore, R.E.B., Anderson, J.F., Lewis, F.B., 1983. Single applications of high concentrations of *Bacillus thuringiensis* for control of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) populations and their impact on parasitism and disease. J. Econo. Entomol. 76, 1417-1422.
- Anguita, S., 1999. Especies de *Cydia* (Lepidoptera: Tortricidae) de importancia forestal y posibilidades de control mediante insecticidas microbianos. Proyecto de Investigación Fin de Carrera. Universidad de Córdoba.
- Anuario Agrario, 2013. COAG <http://www.coag.org/index.php?s=1&n=1-5&np=1>
- Armes, N.J., Jadhav, D.R., DeSouza, K.R., 1996. A survey of insecticide resistance in *Helicoverpa armigera* in the Indian sub-continent. Bull. Entomol. Res. 86, 499-514.
- Arriaza, M., Gómez-Limón, J.A., 2006. El futuro del algodón en Andalucía tras la reforma del régimen de apoyo al cultivo. Revista de estudios regionales. Nº 077 Universidades de Andalucía. España. pp. 13-46.
- Attique, R.M., Ahmad, M.M., Ahmad, Z., Rafiq, M., 2000. Sources of carry-over and possibilities of cultural control of *Pectinophora gossypiella* (Saunders) in Punjab, Pakistan. 20, 421-426.
- Avila, C.J., Nakano, O., 1999. Efeito do regulador de crescimento lufenuron na reprodução de *Diabrotica speciosa* (Germar) (Coleoptera: Chrysomelidae). Anais da Sociedade Entomológica do Brasil 28, 293-299.
- Avilla, C., González-Zamora, J., 2009. Monitoring resistance of *Helicoverpa armigera* to different insecticides used in cotton in Spain. Crop. Prot. 29, 100-103.
- Barbosa, P., 1977. R and K strategies in some larval and pupal parasitoids of the gypsy moth. Oecol. 29, 311-327.
- Bastawade, D.B., Khandal, D., 2006. (Arachnida :Araneae) (Spiders). Fauna of Sanjay Gandhi National Park (Invertebrates). Conservation Area Series. Z.S.I. 26, 139-184.

- Bellmann, H., 1997. Kosmos-Atlas Spinnentiere Europas. Kosmos, Stuttgart.
- Bilde, T., Toft, S., 1997. Limited predation capacity by generalist arthropod predators on the cereal aphid, *Rhopalosiphum padi*. Biol. Agric. Horti. 15, 143-150.
- Bilde, T., Toft, S., 2001. The value of three cereal aphid species as food for a generalist predator. Physiol. Entomol. 26, 58-68.
- Birkhofer, K., Gavish-Regev, E., Endlweber, K., Lubin, Y.D., Von Berg, K., Wise, D.H., 2008. Cursorial spiders retard initial aphid population growth at low densities in winter wheat. Bull. Entomol. Res. 98, 249-255.
- Blandenier, R.G., Fürst, P.A., 1998. Balloning spiders caught by a suction trap in an agricultural landscape in Switzerland. In: Selden P.A. (ed.), Proceedings of the 17<sup>th</sup> European Colloquium of Arachnology, Edinburgh, 1997, pp. 177-186.
- Blandin, P., Célérier, M.L., 1981. Les Araignées des savanes de Lamto. Thèse de Doctorat, Paris.
- Boulton, T.J., 2004. Responses of nontarget Lepidoptera to foray 48 *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* on Vancouver Island, British Columbia, Canada. Environ. Toxicol. Chem. 23, 1297-1304.
- Boulton, T.J., Otvos, I.S., Halwas, K.L., Rohlf, D.A., 2007. Recovery of nontarget Lepidoptera on Vancouver Island, Canada: one and four years after a gypsy moth eradication program. Environ. Toxicol. Chem. 26, 738-748.
- Brevault, T., Achaleke, J., Sougnabe, S.P., Vaissayre, M., 2008. Tracking pyrethroid resistance in the polyphagous bollworm, *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae), in the shifting landscape of a cotton-growing area. Bull. Entomol. Res. 98, 565-575.
- Brown, L.R., Kaya, H.K., Reardon, R.C., Fusco, R.A., 1984. The Santa Barbara gypsy moth eradication effort. California Agriculture 38, 4-7.
- Bueno, A.F., Bueno, R.C.O.F., Parra, J.R.P., Vieira, S.S., 2008. Effects of pesticides used in soybean crops to the egg parasitoid *Trichogramma pretiosum*. Ciência Rural Santa Maria 38, 1495-1503.
- Bueno, A.F., Freitas, S., 2004. Effect of the insecticides abamectin and lufenuron on eggs and larvae of *Chrysoperla externa* under laboratory conditions. BioControl 49, 277-283.
- Bues, R., Bouvier, J.C., Boudinhon, L., 2005. Insecticide resistance and mechanisms of resistance to selected strains of *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae) in the South of France. Crop. Prot. 24, 814-820.
- Caballero, P., Vargas-Osuna, E., Aldebis, H.K., Santiago-Álvarez, C., 1990. Parásitos asociados a poblaciones naturales de *Spodotera littoralis* (Boisduval) y *S. exigua* Hb. (Lepidoptera: Noctuidae). Bol. San. Veg. Plagas 16, 91-96.
- Cabello, T., Vargas, P., 1989. Resistencia de los estados de desarrollo de *Trichogramma cordubensis* y *T. pintoi* a las altas temperaturas. Bol. San. Veg. Plagas 15, 263-266.

- Canard, A., 1984. Contribution à la connaissance du développement, de l'écologie, et de l'écophysiologie des Aranéides de landes armoricaines. Thèse de Doctorat. Rennes.
- Canard, A., 1987. Analyse nouvelle du développement postembryonnaire des araignées. Rev. Arachnol. 7, 91-128.
- Candolfi, M.P., Brown, K., Grimm, C., Reber, B., Schmidli, H., 2004. A faunistic approach to assess potential side effects of genetically modified Bt-corn on non-target arthropods under field conditions. Biocont. Scie. Technol. 14, 129-170.
- Cárdenas, M., Barrientos, J.A., 2011. Arañas del olivar andaluz (Arachnida; Araneae). Aspectos faunísticos. Zool. Baetica 22, 99-136.
- Cardoso, P., Gaspar, C., Pereira, L.C., Silva, I., Henriques, S.S., da Silva, R.R., Sousa, P., 2008. Assessing spider species richness and composition in Mediterranean cork oak forests. Acta. Oecol. 33, 114-127.
- Castella, J.C., Jourdain, D., Trébuil, G., Napompeth, B., 1999. A System Approach to understanding obstacles to effective implementation of IPM in Thailand: Key issues for the cotton industry. Agric. Ecosyst. Environ. 72, 17-34.
- Cayrol, R.A., 1972. Famille des Noctuidae. In: Entomologie Appliquée à l'agriculture. Tome II. Lépidoptères (Balachowsky, A. S., Ed). Masson et Cie Éditeurs. Paris.
- Ceballos, G., 1963. Los parásitos de *Totrix viridana* L. Bol. Serv. Plag. For. 12, 69-73.
- Chambers, R.J., Aikman, D.P., 1988. Quantifying the effects of predators on aphid populations. Entomol. Experimen. Appl. 46, 257-265.
- Chang, G.C., 1996. Comparison of single versus multiple species of generalist predators for biological control. Environ. Entomol. 25, 207-212.
- Cobos, J.M., Soria, S., 1981. Estudio económico de los tratamientos fitosanitarios contra la plaga del encinar, *Tortrix viridana* L. (Lep. Tortricidae). Bol. Serv. Plagas 7, 115-126.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Medioambiente, 2012. Balance fitosanitario del cultivo de la dehesa. In: Red de alerta e informacion fitosanitaria. <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/raif/informes/alanceshistoricos/2012/cordoba/index.html>.
- Corrigan, J.E., Bennett, R.G., 1987. Predation by *Cheiracanthium mildei* (Araneae, Clubionidae) on larval *Phyllonorycter blancardella* (Lepidoptera, Gracillariidae) in a greenhouse. J. Arachnol. 15, 132-134.
- Cottrell, T.E., Eargan, K.V.Y., 1998a. Effect of pollen on *Coleomegilla maculata* (Coleoptera: Coccinellidae), population density, predation, and cannibalism in sweet corn. Environ. Entomol. 27, 1402-1410.
- Cottrell, T.E., Eargan, K.V.Y., 1998b. Influence of a native weed, *Acalypha ostryaefolia* (Euphorbiaceae), on *Coleomegilla maculata* (Coleoptera: Coccinellidae) population density, predation, and cannibalism in sweet corn. Environ. Entomol. 27, 1375-1385.

- Cuyno, L.C.M., Norton, G.W., Rola, A., 2001. Economic analysis of environmental benefits of integrated pest management: a Philippine case study. *Agric. Econo.* 25, 227-233.
- Dajoz, R., 2001. *Entomología forestal: los insectos y el bosque*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Dariichuck, Z.S., 1981. Dendrobacillin in oak forest. *Zashchita Rastenii*, 4, 34.
- Dean, D.A., Nyffeler, M., Sterling, W.L., 1988. Natural enemies of spiders: mud dauber wasps in east Texas. *Southwest. Entomol.* 13, 283-290.
- Dean, D.A., Sterling, W.L., Horner, N.V., 1982. Spiders in eastern Texas cotton fields. *J. Arachnol.* 10, 251-260.
- DeBach, P., Rosen, D., 1991. *Biological Control by natural enemies*. Cambridge University Press. pp. 1-362.
- De Liñan, C., 2012. *Vademecum de Productos Fitosanitarios y Nutricionales*. Madrid: Ediciones Agrotécnicas.
- Demolin, G., 1978. Action du Dimilin sur les chenilles de *Lymantria dispar* L.: Incidence sur les tachinaires endoparasites. *Ann. Set. Forest.* 35, 229-234.
- Denno, R.F., Mitter, M.S., Langelotto, G.A., Gratton, C., Finke, D.L., 2004. Interactions between a hunting spider and a web-builder: Consequences of intraguild predation and cannibalism for prey suppression. *Ecol. Entomol.* 29, 566-577.
- Díaz, B., 1923. Estudios sobre *Tortrix viridana* L. Comisión de la fauna forestal española.
- Díaz, M., Pulido, F.J., 1995. Relaciones entre abundancia de artrópodos y características vegetativas de la encina *Quercus ilex* L. utilidad de su modelización empírica en la gestión forestal de las dehesas. *Bol. San. Veg. Plagas.* 21, 253-260.
- Dinter, A., 1998. Intraguild predation between erigonid spiders, lacewing larvae and carabids. *J. Appl. Entomol.* 122, 163-167.
- Duan, J.J., Head, G., Jensen, A., Reed, G., 2004. Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* potato and conventional insecticides for Colorado potato beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) management on the abundance of ground-dwelling arthropods in Oregon potato ecosystems. *Environ. Entomol.* 33, 275-281.
- Duffey, E., 1962. A population study of spiders in limestone grassland. *J. Anim. Ecol.* 31, 571-599.
- Durán, J.M., 1999. La producción integrada y el algodón en Andalucía. 6º Simposium Nacional de Sanidad Vegetal. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, Sevilla (España), pp. 189-206.
- Durán, J.M., 2003. El algodón: nuevas perspectivas en su defensa fitosanitaria en el algodón, 8º Simposium Nacional de Sanidad Vegetal. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y pesca, Sevilla (España), pp. 181-197.

- Dutton, A., Klein, H., Romeis, J., Bigler, F., 2002. Uptake of Bt toxin by herbivores feeding on transgenic maize and consequences for the predator *Chrysoperla carnea*. Ecol. Entomol. 27, 441-447.
- Ekschmitt, K., Wolters, V., Weber, M., 1997. Spiders, carabids, and staphylinids: the ecological potential of predatory macroarthropods. In: Benckiser G. (ed) Fauna in soil ecosystems. Recycling processes, nutrient fluxes, and agricultural production. Marcel Dekker, New York, pp. 307-362.
- El-Latif, Abd A.O., Subrahmanyam, B., 2010. Pyrethroid resistance and esterase activity in three strains of the cotton bollworm, *Helicoverpa armigera* (Hübner). Pestic. Biochem. Physiol. 96, 155-159.
- Everts, J.W., Aukema, B., Mullié, W.C., Van Gemerden, A., Rottier, A., VanKatz, R., 1991. Exposure of the ground dwelling spider *Oedothorax apicatus* (Blackwall) (Eriginidae) to spray and residues of deltamethrin. Archives. Environ. Contam. Toxicol. 20, 13-19.
- Extremera, F.M., Cobo, A., Pérez, M.C., Vargas Osuna, E., 2004. El complejo de lepidópteros defoliadores de *Quercus* en la provincia de Córdoba. Bol. San. Veg. Plagas. 30, 203-209.
- Fedoryak, V.E., 1983. The cherry spinner in the Kustanayskaya region. Zashchita Rastenni, 3, 29.
- Fernández de Córdoba, J., 1998. Programa de divulgación al conocimiento y manejo de plagas y enfermedades de la dehesa de los Pedroches. Departamento de Sanidad Vegetal. Córdoba.
- Fernández de Córdoba, J., 2000. Plagas y enfermedades de la dehesa de los Pedroches. Delegación Provincial de Agricultura. Departamento de Sanidad Vegetal.
- Finke, D.L., Denno, R.F., 2003. Intra-guild predation relaxes natural enemy impacts on herbivore populations. Ecol. Entomol. 28, 67-73.
- Fincke, O.M., 1994. Population regulation of a tropical damselfly in the larval stage by food limitation, cannibalism, intraguild predation and habitat drying. Oecol. 100, 118-127.
- Fitt, G.P., 1989. The ecology of *Heliothis* species in relation to agroecosystems. Annu. Rev. Entomol. 34, 17-52.
- Fitt, G.P., 1994. Cotton pest management: part 3. An Australian perspective. Annu. Rev. Entomol. 39, 543-562.
- Flexner, J.L., Lighthart, B., Crott, B.A., 1986. The effects of microbial insecticides on non-target beneficial arthropods. Agric. Ecosyst. Environ. 16, 203-254.
- Foelix, R.F., 1982. The Biology of Spiders. Harvard University Press, Cambridge, pp. 306.
- Foelix, R.F., 1996. Biology of Spiders, second edition Oxford University Press/Thieme, New York.

- Forrester, N.W., Cahill, M., Bird, L.J., Layland, J.K., 1993. Management of pyrethroid and endosulfan resistance in *Helicoverpa armigera* (Hübner) in Australia. Bull. Entomol. Res. 1 (Special Suppl.), pp. 1-132.
- Fréchette, B., Rojo, S., Alomar, O., Lucas, E., 2007. Intraguild predation among mirids and syrphids. Who is the prey and who is the predator? BioControl 52, 175-191.
- Gajbe, P., 2004. Spiders of Jabalpur, Madhya Pradesh (Arachnida: Araneae). Zoological Survey of India, Kolkata, pp. 1-154.
- Gallagher, R.I., Patt, J.M., Pfannenstiel, R.S., 2013. Searching responses of a hunting spider to cues associated with Lepidopteran eggs. Journal of Insect Behaviour. 26, 79-88.
- Garcia Mercet., 1920, 1923. Plagas del encinar. Comisión de la fauna forestal española.
- Gea-Izquierdo, G., Cañellas, I., Montero, G., 2006. Acorn production in Spanish holm oak woodlands. Invest. Agrar. Sist. Recur. For. 15, 339-354.
- Glare, T.R., O'Callaghan, M., 2000. *Bacillus thuringiensis*: Biology, Ecology and Safety. Wiley and Sons, Chichester.
- Gliessman, S.R., 2002. Agroecología: Procesos Ecológicos en Agricultura Sostenible, pp. 28.
- Godwin, P.A., Odell, T.M., 1984. Laboratory study of competition between *Blepharipa pratensis* and *Parasetigena silvestris* (Dip. Tachinidae) in *Lymantria dispar* (Lep: Lymantridae). Environ. Entomol. 13, 1059-1063.
- Gómez-Clemente, R., 1949. Estudios de lucha natural contra *Earias insulana*. Bol. Pat. Veg. y Entomol. Agric. 17, 83-95.
- Gravena, S., Sterling, W.L., 1983. Natural predation on the cotton leafworm (Lepidoptera: Noctuidae). J. Econ. Entomol. 76, 779-784.
- Greenstone, M. H. (1999). Spider predation: How and why we study it. J. Arachnol. 27, 333-342.
- Greenstone, M.H., Bennett, A.F., 1980. Foraging strategy and metabolic rate in spiders. Ecology 61, 1255-1259.
- Greenstone, M.H., Morgan, C.E., Hultsch, A.L., Farrow, R.A., Dowse, J.E., 1987. Ballooning spiders in Missouri, USA and New South Wales, Australia: family and mass distributions. J. Arachnol. 15, 163-170.
- Grismado, C.J., Crudele, I., Damer, L., López, N., Olejnik, N., Triero, S., 2011. Comunidades de arañas de la Reserva Natural Otamendi, provincia de Buenos Aires. Composición taxonómica y riqueza específica. Biológica 14, 7-48.
- Gunnarsson, B., 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. J. Animal Ecology 59, 743-752.
- Gurr, G.M., Van Emden, H.F., Wratten, S.D., 1998. Habitat manipulation and natural enemy efficiency: Implications for the control of pests. In: P. Barbosa, (ed.), Conservation biological control, pp. 155-183. Academic Press, New York.



- Hafez, M., Tawfik, M.F.S., Azab, A.K., Ibrahim, A.A., 1976. Survey and economic importance of parasites of the cotton leafworm *Spodoptera littoralis* (Boisd.). Bull. Soc. Entomol. Egypt 60, 179-189.
- Hänggi, A., Stöckli, E., Nentwig, W., 1995. Habitats of Central European Spiders. *Miscellanea Faunistica Helvetiae* 4. pp. 460.
- Haseeb, M., Amano, H., 2002. Effects of contact, oral and persistent toxicity of selected pesticides on *Cotesia plutellae* (Hym., Braconidae), a potential parasitoid of *Plutella xylostella* (Lep., Plutellidae). J. Appl. Entomol. 126, 8-13.
- Haseeb, M., Amano, H., Nemoto, H., 2000. Pesticidal effects on mortality and parasitism rates of *Diadegma semiclausum* (Hellen), a parasitoid of the diamondback moth. *BioControl* 45, 165-178.
- Haunt, Y., Delme, J., Legal, L., Williams, T., 2005. Host selection by a kleptobiotic spider. *Naturwissenschaften* 92, 95-99.
- Heo, C.C., Mohamed, A.M., Jeffery, J., Omar, B., 2008. On the predation of fly, *Hrysomya rufifacies* (Macquart) by a spider, *Oxyopes* sp. Latreille (Oxyopidae). *Tropical Biomedicine* 25, 93-95.
- Herting, B., Simmonds, F.J., 1976. A catalogue of parasites and predators of terrestrial arthropods. Vol.VII. Lepidoptera. Part 2. CAB, Farnham Royal Stough, England, pp. 221.
- Hodge, M.A., 1999. The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *J. Arachnol.* 27, 351-362.
- Hogg, B.N., Daane, K.M., 2011. Diversity and invasion within a predator community: Impacts on herbivore suppression. *J. Appl. Ecol.* 48, 453-461.
- Holling, C.L., 1959. The components of predation as revealed by a study of small mammal predation of the European sawfly. *Can. Entomol.* 91, 293-320.
- Horner, N.V., 1972. *Metaphidippus galathea* as a possible biological control agent. *J. Kans. Entomol. Soc.* 45, 324-327.
- Horstmann, K., 1977. Wood ants. (*Formica pelyctoria* Foerster) as mortality factors in the population dynamics of the oak tortrix (*Tortrix viridana* L.). *Zeits fur Angew Entomol.* 82, 421-435.
- Hutchison, W.D., Beasely, C.A., Henneberry, T.J., Martin, J.M., 1988. Sampling pinkbollworm (Lepidoptera: Glechiidae) eggs: potential for improved timing and reduced use of insecticides. *J. Econ. Entomol.* 18, 673-678.
- Huusela-Veistola, E., 1998. Effects of perennial grass strips on spiders (Araneae) in cereal fields and impact on pesticide side-effects. *J. Appl. Entomol.* 122, 575-583.
- Ibaragutxi, M.A., Estela, A., Ferré, J., Caballero, P., 2006. Use of *Bacillus thuringiensis* toxins for control of the cotton pest *Earias insulana* (Bosid.) (Lepidoptera: Noctuidae). *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 437-442.

- Ingram, W.R., 1994. *Pectinophora* (Lepidoptera: Gelechiidae). In: Matthews, G.A., Tunstall, J.P. (eds.), Insect pests of cotton. University Press, Cambridge, pp. 107-150.
- Inozemitsev, A.A., 1974. The dynamics of the trophic relation of *Formica rufa* (Hym. Formicidae) and their role in the regulation of numbers of pest in vertebrates in oak forests on the Tula region (USSR). *Ekologyga* 3, 63-71.
- Jackson, R.R., Cross, F.R., 2011. Spider cognition. In: M.E. Herberstein (ed.), Spider behaviour. Flexibility and versatility. Cambridge University Press, pp. 31-48.
- Jensen, K., Mayntz, D., Toft, S., Raubenheimer, D., Simpson, S.J., 2011. Nutrient regulation in a predator, the wolf spider *Pardosa prativaga*. *Animal Behaviour* 81, 993-999.
- Jiang, Y.H., Fu Q., Cheng, J.A., Zhu, Z.R., Jiang, M.X., Ye, G.Y.Z., Hang, Z.T., 2004. Dynamics of Cry1Ab protein from transgenic Bt rice in herbivores and their predators. *Acta Entomol. Sinica* 47, 454-460.
- Jocqué, R., 1984. Considérations concernant l'abondance relative des araignées errantes et des araignées à toile vivant au niveau du sol. *Rev. Arachnol.* 5, 193-204.
- Jones-Walters, L., 1993. A jumping spider feeding on insect eggs. *Newslett. Br. Arachnol. Soc.* 66, 5.
- Kajita, Y., Takano, F., Yasuda, H., Agarwala, B.K., 2000. Effects of indigenous ladybird species (Coleoptera : Coccinellidae) on the survival of an exotic species in relation to prey abundance. *Appl. Entomol. Zool.* 35, 473-479.
- Kim, S.S., Yoo, S.S., 2002. Comparative toxicity of some acaricides to the predatory mite, *Phytoseiulus persimilis*, and the twospotted spider mite, *Tetranychus urticae*. *BioControl.* 47, 563-573.
- Kiss, J., Szentkirályi, F., Tóth, F., Szénási, Á., Kádár, F., Árpás, K., Szekeres, D., Edwards, C.R., 2003. Bt-corn: impact on nontargets and adjusting to local IPM systems. In: Proceedings of the International OECD Workshop held in Grossrussbach, Austria, September 27-28, 2002, pp. 157-172.
- Korenko, S., Pekár, S., 2010. Is there intraguild predation between winter-active spiders (Araneae) on apple tree bark?. *Biological Control* 54, 206-212.
- Krause, U., Pfaff, K., Dinter, A., Poehling, H.M., 1993. Nebenwirkungen von Insektiziden, vor allem Pyrethroiden, auf epigäische Spinnen bei der Bekämpfung von Getreideblattläusen. *Agrarökologie* 9, Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.
- Lang, A., 2003. Intraguild interference and biocontrol effects of generalist predators in a winter wheat field. *Oecologia* 134, 144-153.
- Lang, A., Krooss, S., Stumpf, H., 1997. Mass-length relationships of epigeal arthropod predators in arable land (Araneae, Chilopoda, Coleoptera). *Pedobiologia* 41, 327-333.

- Lissner, J., 2011. The spiders of Europe and green land images and species descriptions. Text and photographs 2011. <http://www.jorgenlissner.dk/families.aspx>.
- Liznarova, E., Pekáar, S., 2013. Dangerous prey is associated with a type 4 functional response in spiders. *Anim. Behav.* 85, 1183-1190.
- Lucas, E., Coderre, D., Brodeur, J., 1998. Intraguild predation among aphid predators: characterization and influence of extraguild prey density. *Ecology* 79, 1084-1092.
- Lucas, E., Rosenheim, J.A., 2011. Influence of extraguild prey density on intraguild predation by heteropteran predators: A review of the evidence and a case study. *Biological Control* 59, 61-67.
- Luczak, J., 1979. Spiders in agroecosystems. *Pol. Ecol. Stud.* 5, 151-200.
- Ludy, C., 2004. Eat spiders their vegetables? Intentional pollen feeding in the garden spider *Araneus diadematus*. *Newl. Br. Arachnol. Soc.* 101, 4-5.
- Ludy, C., Lang, A., 2004. How to catch foliage-dwelling spiders (Araneae) in maize fields and their margins: a comparison of two sampling methods. *J. Appl. Entomol.* 128, 501-509.
- Ludy, C., Lang, A., 2006. Bt maize pollen exposure and impact on the garden spider, *Araneus diadematus*. *Entomol. Exp. Appl.* 118, 145-156.
- Macfadyen, S., Zalucki, M.P., 2012. Assessing the short-term impact of an insecticide (Deltamethrin) on predator and herbivore abundance in soybean *Glycine max* using a replicated small-plot field experiment. *Insect. Sci.* 19, 112-120.
- Maelzer, D.A., Zalucki, M.P., 1999. Analysis of long-term Light-trap data for *Helicoverpa* spp. (Lepidoptera: Noctuidae) in Australia: the effect of climate and crop host plants. *Bull. Entomol. Res.* 89, 455-463.
- Maloney, D., Drummond, F.A., Alford, R., 2003. Spider predation in agroecosystems: can spiders effectively control pest population? MAFES (Maine Agricultural and Forest Experiments Station) Technical Bulletin 190.
- Mansour, F., 1984. A malathion-tolerant strain of the spider *Chiracanthium mildei* and its response to Chlorpyrifos. *Phytoparasitica* 12, 163-166.
- Mansour, F., 1987. Spiders in sprayed and unsprayed cotton fields in Israel, their interactions with cotton pests and their importance as predators of the Egyptian cotton leaf worm, *Spodoptera littoralis*. *Phytoparasitica* 15, 31-41.
- Mansour, F., Nentwig, W., 1988. Effects of agrochemical residues on four spider taxa: laboratory methods for pesticide tests with web building spiders. *Phytoparasitica* 16, 317-326.
- Mansour, F., Rosen, D., Shulov, A., 1980. Biology of the spider *Cheiracanthium mildei* (Arachnida: Clubionidae). *Entomophaga* 25, 237-248.
- Marc, P., 1990. Nycthemeral activity rhythm of adult *Clubiona corticalis* (Walckenaer, 1802) (Arachnidae, Clubionidae). *Acta. Zool. Fenn.* 190, 279-285.

- Marc, P., 1993. Intraspecific predation in *Clubiona corticalis* (Walckenaer, 1802) (Araneae, Clubionidae): a spider bred for its interest in biological control. Mem. Queensl. Mus. 33, 607-614.
- Marc, P., Canard, A. 1997. Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. Agric. Ecosyst. Environ. 62, 229-235.
- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F., 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. Agric. Ecosyst. Environ. 74, 229-273.
- Martinat, P.J., Jennings, D.T., Whitmore, R.C., 1993. Effects of diflubenzuron on the litter spider and orthopteroid community in a central Appalachian forest infested with gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). Environ. Entomol. 22, 1003-1008.
- Martínez-Pérez, F.D., Ramos, A.B., 2010. Cuadernos del Campus Naturaleza y Medio Ambiente N° 6, Universidad de Alcalá, Madrid, pp. 1-51.
- Mayntz, D., Raubenheimer, D., Salomon, M., Toft, S., Simpson, S.J., 2005. Nutrientspecific foraging in invertebrate predators. Science 307, 111-113.
- McDaniel, S.G., Sterling, W.L., 1982. Predation of *Heliothis virescens* egg on cotton in East Texas. Environ. Entomol. 11, 60-66.
- Meissle, M., Romeis, J., 2009. The web-building spider *Theridion impressum* (Araneae: Theridiidae) is not adversely affected by Bt maize resistant to corn rootworms. Plant Biotechnol. J. 7, 645-656.
- Meson, M., Montoya, J.M., 1993. Selvicultura Mediterránea. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, pp. 368.
- Michaud, J.P., 2004. Natural mortality of Asian *Citrus psyllid*, (Homoptera: Psyllidae) in Central Florida. Biological Control 29, 260-269.
- Miliczky, E.R., Calkins, C.O., 2002. Spiders (Araneae) as potential predators of leafroller larvae and egg masses (Lepidoptera: Tortricidae) in central Washington apple and pear orchards. Pan-Pacific Entomologist 78, 140-150.
- Montoya, J.M., 1989. Encinas y Encinares. Edición Mundi prensa. Madrid, pp. 8-131.
- Montserrat, M., Albajes, R., Castañé, C., 2000. Functional response of four heteropteran predators preying on greenhouse whitefly (Homoptera: Aleyrodidae) and western flower thrips (Thysanoptera: Thripidae). Environmental Entomology 29, 1075-1082.
- Morris, T.I., Symondson, W., Kid, N., Campos, M., 1999. Las arañas y su incidencia sobre *Prays oleae* en el olivar. Bol. San. Veg. Plagas 25, 475-489.
- Mullié, W.C., Everts, J.W., 1991. Uptake and elimination of [14C] deltamethrin by *Oedothorax apicatus* (Arachnida; Erigonidae) with respect to bioavailability. Pestic. Biochem. Physiol. 39, 27-34.
- Muniappan, R., Chada, H.L., 1970. Biological control of the green bug by the spider *Phidippus audax*. J. Econ. Entomol. 3, 1712.

- Nakasuji, F., Yamanaka, H., Kiritani, K., 1973. The disturbing effect of micryphantid spiders on the larval aggregation of the tobacco cutworm, *Spodoptera litura* (Lepidoptera: Noctuidae). *Kontyu* 4, 220-227.
- Naveiro, F., Morecuende, A., 1994. Observaciones sobre los Cerambícidos de las Quercíneas en la provincia de Cáceres. *Phytoma* 60, 49-51.
- Nazir, A., Wagan, M.S., Bilquis, F., Khan, G.Z., 2005. Significance and cost benefit of using pheromones in conjunction with parasitoids for the management of cotton bollworms in Pakistan. *J. Zool.* 37, 43-47.
- Nentwig, W., 1986. Non-webbuilding spiders: Prey specialists or generalists? *Oecology* 69, 571-576.
- Nentwig, W., 1987. The prey of spiders. In: W. Nentwig (ed.), *Ecophysiology of Spiders*, pp. 249-263. Springer, Berlin.
- Nentwig, W., Wissel, C., 1986. A comparison of prey lengths among spiders. *Oecology* 68, 595-600.
- Nieto-Nafría, J.M., Mier-Durante, M.P., 1985. Tratado de entomología. Ediciones Omega, S. A, pp. 541-561. Barcelona.
- Nobre, T., Meierrose, C., 2000. The species composition within-plant distribution, and possible predatory role of spider (Araneae) in a vineyard in southern Portugal. *Ecológia (Bratislava)* 18, 193-200.
- Noia, M., Borges, I., Soares, A.O., 2008. Intraguild predation between the aphidophagous ladybird beetles *Harmonia axyridis* and *Coccinella undecimpunctata* (Coleoptera: Coccinellidae): The role of intra and extraguild prey densities. *Biological Control* 46, 140-146.
- Nuessly, G.S., Sterling, W.L., 1994. Mortality of *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: Noctuidae) eggs in cotton as a function of oviposition sites, predator species, and desiccation. *Environ. Entomol.* 23, 1189-1202.
- Nyffeler, M., 1982. Field studies on the ecological role of the spiders as insect predators in agroecosystems (abandoned grassland, meadows and cereal fields). Ph.D. thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.
- Nyffeler, M., 1999. Prey selection of spiders in the field. *J. Arachnol.* 27, 317-324.
- Nyffeler, M., 2000a. Ecological impact of spider predation: a critical assessment of Bristowe's and Turnbull's estimates. *Bull. Br. Arachnol. Soc.* 11, 367-373.
- Nyffeler, M., 2000b. Killing power of the orb-weaving spider *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772) during a mass occurrence. *Newslett. Br. Arachnol. Soc.* 89, 11-12.
- Nyffeler, M., Benz, G., 1987. Spiders in natural pest control: a review. *J. Appl. Entomol.* 103, 321-339.
- Nyffeler, M., Breene, R.G., Dean, D.A., Sterling, W.L., 1990. Spiders as predators of arthropod eggs. *J. Appl. Entomol.* 109, 490-501.

- Nyffeler, M., Dean, D.A., Sterling, W.L., 1987a. Evaluation of the importance of the striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae, Oxyopidae) as a predator in Texas cotton. *Environ. Entomol.* 16, 1114-1123.
- Nyffeler, M., Sterling, W.L., Dean, D.A., 1992. Impact of the striped lynx spider (Araneae: Oxyopidae) and other natural enemies on the cotton fleahopper (Hemiptera: Miridae) in Texas. *Cotton* 21, 1178-1188.
- Nyffeler, M., Sterling, W.L., Dean, D.A., 1994a. Insectivorous activities of spiders in United States field crops. *J. Appl. Entomol.* 118, 113-128.
- Nyffeler, M., Sterling, W.L., Dean, D.A., 1994b. How spiders make a living. *Environ. Entomol.* 23, 1357-1367.
- Nyffeler, M., Sunderland, K., 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95, 579-612.
- Oballe, R., 1997. Selección de agentes bióticos autóctonos para el control biológico de las plagas de *Helicoverpa armígera* (Hübner) (Lepidoptera: Noctuidae). Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba, pp. 204.
- Oballe, R., Vargas-Osuna, E., Lyra, J.R.M., Aldebis, H.K., Santiago-Álvarez, C., 1995. Secuencia de aparición de parasitoides en poblaciones larvarias de lepidópteros que atacan al algodón en el Valle del Guadalquivir. *Bol. San. Veg. Plagas* 21, 659-664.
- Oberlander, H., Silhacek, D.L., 1998. New perspective on the mode of action of benzoylphenyl urea insecticides. In: I. Ishaaya, D. Degheele (eds), *Insecticides with novel modes of action: mechanism and application*. Berlin Springer, pp. 92-105.
- Pascual, J., Pérez, M., Peris, S., 1994. Densidad de *Tortrix viridana* L. en encina y quejigo en una masa mixta. *Bol. San. Veg. Plagas* 20, 899-907.
- Pascual, S., Cobos, G., Seris E., González-Núñez, M., 2010. Effects of processed kaolin on pests and non-target arthropods in a Spanish olive grove. *J. Pest. Sci.* 83, 121-133.
- Patt, J.M., Pfannenstiel, R.S., 2008. Odor-based recognition of nectar in cursorial spiders. *Entomol. Experim. Appl.* 127, 64-71.
- Pavlinov, N.P., 1979. Eduction of chemical treatments. *Zaschita Rastenni* 5, 26-27.
- Pearse, A., 1946. Observations on the microfauna of the Duke forest. *Ecol. Monogr.* 16, 127-150.
- Pearce, S., Hebron, W.M., Raven, R.J., Zalucki, M.P., Hassan, E., 2004. Spider fauna of soybean crops in south-east Queensland and their potential as predators of *Helicoverpa* spp. (Lepidoptera: Noctuidae). *Australian J. Entomol.* 43, 57-65.
- Pedigo, L.P., 2001. *Entomology and Pest Management*, 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.
- Pekár, S., 1999. Some observations on overwintering of spiders (Araneae) in two contrasting orchards in the Czech Republic. *Agric. Ecosyst. Environ.* 73, 205-210.

- Pekár, S., 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest. Manag. Sci.* 68, 1438-1446.
- Pekár, S., Benes, J., 2008. Aged pesticide residues are detrimental to agrobiont spiders (Araneae). *J. Appl. Entomol.* 132, 614-622.
- Pekár, S., Hadad, C.R., 2005. Can agrobiont spiders (Araneae) avoid a surface with pesticide residues. *Pest Manag. Sci.* 61, 1179-1185.
- Pekár, S., Kocourek, F., 2004. Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *J. Appl. Entomol.* 128, 561-566.
- Penicaud, P., 1979. Dynamique d'une population de l'Araignée *Pisaura mirabilis* Cl. dans une lande Bretonne. Thèse 3ème cycle, Université Paris, pp. 89.
- Pérez-Guerrero, S., Cobo, A., Pérez Rodríguez, M.C., Extremera, F., Linares, M.J., Vargas Osuna, E., 2005. Composición, incidencia relativa y variación interanual de la comunidad de lepidópteros defoliadores de la encina en el norte de la Provincia de Córdoba. *Actas del IV Congreso de Entomología Aplicada*. Bragança, octubre de 2005.
- Pérez-Guerrero, S., Tamajón, R., Aldebis, H.K., Vargas-Osuna, E., 2009. Comunidad de arañas en cultivos de algodón ecológico en el sur de España. *Revista Colombiana de Entomología* 35, 168-172.
- Persons, M.H., Uetz, G.W., 1996. The influence of sensory information on patch residence time in wolf spiders (Araneae: Lycosidae). *Animal Behaviour* 51, 1285-1293.
- Perry, W.B., Christiansen, T.A., Perry, S.A., 1997. Response of soil and leaf litter microarthropods to forest application of diflubenzuron. *Ecotoxicology* 6, 87-99.
- Peterson, J.A., Lundgren, J.G., Harwood, J.D., 2011. Interactions of transgenic *Bacillus thuringiensis* insecticidal crops with spiders (Araneae). *J. Arachnol.* 39, 1-21.
- Peterson, J.A., Romero, S.A., Harwood, J.D., 2010. Pollen interception by linyphiid spiders in a corn agroecosystem: implications for dietary diversification and risk-assessment. *Arthropod-Plant Interactions* 4, 207-217.
- Pfannenstiel, R.S., 2008. Spider predators of lepidopteran eggs in south Texas field crops. *Biological Control* 46, 202-208.
- Pfannenstiel, R.S., 2012. Direct consumption of cotton pollen improves survival and development of *Cheiracanthium inclusum* (Araneae: Miturgidae) Spiderlings. *Ann. Entomol. Soc. Amer.* 105, 275-279.
- Plagens, M.J., 1983. Population of Misumenops (Araneae, Thomisidae) in two Arizona cotton fields. *Environ. Entomol.* 12, 572-575.
- Plaza, G., Guinea, G.V., Pérez-Rigueiro, J., Elices, M. 2003. Tensiones de contracción inducidas en las fibras de seda de araña por absorción de agua. *Anales de Mecánica de la Fractura* 20, 426-431.

- Polis, G.A., Holt, R.D., 1992. Intraguild predation: the dynamics of complex trophic interactions. *Trends in Ecology Evolution* 7, 151-154.
- Polis, G.A., Myers, C.A., Holt, R.D., 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annu. Rev. Ecology* 20, 297-330.
- Polis, G.A., Strong, D.R., 1996. Food web complexity and community dynamics. *Am. Nat.* 147, 813-846.
- Polis, G.A., Myers, C.A., Holt, R.D., 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annu. Rev. Ecology* 20, 297-330.
- Rabb, R.L., Stinner, R.E., van den Bosch, R., 1976. Conservation and augmentation of natural enemies. In: C.B. Huffaker, P. Messenger (eds), *Theory and practice of biological control*, pp. 233-254. Academic press, New York.
- Rainer, F.F., 1996. *Biology of Spiders*. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts, and London, England. pp. 1-232.
- Rajeshwaram, J., Duraimurugan, P., Shanmugam, P.S., 2005. Role of spiders in agriculture and horticulture ecosystem. *J. Foo. Agric. Environ.* 3, 147-152.
- Reed, G.L., Jensen, A.S., Riebe, J., Head, G., Duan, J.J., 2001. Transgenic Bt potato and conventional insecticides for Colorado potato beetle management: comparative efficacy and non-target impacts. *Entomol. Exp. Appl.* 100, 89-100.
- Rezác, M., Pekár, S., Stara, J., 2010. The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider *Philodromus cespitum*. *BioControl* 55, 503-510.
- Riechert, S.E., Bishop, L., 1990. Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in garden test systems. *Ecology* 71, 1441-1450.
- Riechert, S.E., Gillespie, R.G., 1986. Habitat choice and utilization in web-building spiders. In: W.A. Shear (ed.), *Spiders: webs, behavior and evolution*, Stanford University Press, Stanford, pp. 23-48.
- Riechert, S.E., Harp, J.M., 1987. Nutritional ecology of spiders. In: F. Slansky, J.G. Rodriguez (eds.), *Nutritional ecology of insects, mites, and spiders*. Wiley, New York, pp. 645-672.
- Riechert, S.E., Lockley, T., 1984. Spiders as biological control agent. *Annu. Rev. Entomol.* 29, 299-320.
- Rieske, L.K., Buss, L.J., 2001. Effects of gypsy moth suppression tactics on litter- and ground-dwelling arthropods in the central hardwood forests of the Cumberland Plateau. *Forest Ecology Management* 149, 181-195.
- Risch, S.J., 1981. Insect herbivore abundance in tropical monocultures and polycultures: An experimental test of two hypotheses. *Ecology* 62, 1325-1340.



- Robredo, F., Cadahía, D. 1992. Protección contra las enfermedades e insectos forestales. Bol. San. Veg. Plagas, 18, 555-567.
- Robredo, F., Sanchez, A., 1983. Lucha química contra la lagarta verde de la encina, *Tortrix viridana* L. Evolución de las técnicas de aplicación desde los primeros ensayos y trabajos realizados hasta el momento actual. Bol. Serv. Plagas, 9, 253-272.
- Rodà, F., Vayreda, J., Ninyerola, M., 2009. Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. pp. 94.
- Romanyk, N., Cadahía, D., 1992. Plagas de insectos en las masas forestales españolas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Colección técnica. Madrid.
- Root, R.B., 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnat catcher. Ecol. Monogr. 37, 317-350.
- Root, R.B., 1975. Some consequences of ecosystem texture. In: S.A. Levin (ed.), Ecosystem analysis and prediction. Penn. State, University press, Philadelphia, PA.
- Rosa, E., Martínez, P., 1995. La persistencia selectiva de diflubenzurón en el follaje de la encina y su influencia sobre las poblaciones de lagarta peluda, *Lymantria dispar* (L. 1785) (Lep. Lymantriidae) Bol. San. Veg. Plagas 21, 75-86.
- Rosenheim, J.A., 1998. Higher order predators and the regulation of insect herbivore populations. Annu. Rev. Entomol. 43, 421-447.
- Rosenheim, J.A. 2001. Source-sink dynamics for a generalist insect predator in a habitat with strong higher-order predation. Ecol. Monogr. 71, 93-116.
- Rosenheim, J.A., 2005. Intraguild predation of *Orius tristicolor* by *Geocoris* spp. and the paradox of irruptive spider mite dynamics in California cotton. Biological Control 32, 172-179.
- Rosenheim, J.A., Kaya, H.K., Ehler, L.E., Marois, J.J., Jaffee, B.A., 1995. Intraguild predation among biological control agents: theory and evidence. Biological Control 5, 303-335.
- Rosenheim, J.A., Limburg, D.D., Colfer, R.G., 1999. Impact of generalist predators on a biological control agent, *Chrysoperla carnea*: direct observations. Ecological Applications 9, 409-417.
- Rosenheim, J.A., Wilhoit, L.R., Armer, C.A., 1993. Influence of intraguild predation among generalist insect predators on the suppression of an herbivore population. Oecology 96, 439-449.
- Rupérez, A., 1958. Sugerencias sobre la lucha biológica contra *Lymantria dispar* L. en estado de huevo. Bol. Serv. Plagas Forestales, 1, 41-53.
- Salama, H.S., Zaki, F.M., Sharaby, A.F., 1982. Effect of *Bacillus thuringiensis* Berl. on parasites and predators of the cotton leafworm *Spodoptera littoralis* (Boisduval). J. Appl. Entomol. 94, 498-504.

- Salim, M., Masud, S.A., Khan, A.M., 1987. *Orius albidipennis* (Reut.) (Hemiptera: Anthocoridae) a predator of cotton pests. *Philippine Entomologist*, 7, 37-42.
- Sandidaque, J., 2005. Predation by cosmopolitan spiders upon the medically significant pest species *Loxosceles reclusa* (Araneae: Sicariidae): limited possibilities for biological control. *J. Econ. Entomol.* 97, 230-234.
- San Miguel-Ayanz, A., 2004. La dehesa española. Origen, tipología, características y gestión. Ed. Fundación Conde del Valle Salazar, pp. 96.
- Schaefer, M., 1976. An analysis of diapause and resistance in the egg stage of *Floronia bucculenta* (Araneida: Linyphiidae). *Oecology* 25, 155.
- Schaefer, M., 1987. Life cycles and diapause. In: W. Nentwig (ed.), *Ecophysiology of spiders*. Springer-Verlag, Berlín, pp. 331-347.
- Schausberger, P., Walzer, A., 2001. Combined versus single species release of predaceous mites: predator–predator interactions and pest suppression. *Biological Control* 20, 269-278.
- Schellhorn, N.A., Andow, D.A., 1999. Cannibalism and interspecific predation: role of oviposition behavior. *Ecological Applications* 9, 418-428.
- Schmidt, J.M., Peterson, J.A., Lundgren, J.G., Harwood, J.D., 2013. Dietary supplementation with pollen enhances survival and Collembola boosts fitness of a web-building spider. *Entomol. Experim. Appl.* 149, 282-291.
- Schmitt, A., Schuster, M., Barth, F.G., 1990. Daily locomotor activity patterns in three species of *Cupiennius* spp. (Araneae, Ctenidae): the males are the wandering spiders. *J. Arachnol.* 18, 249-255.
- Schmitz, O.J., 2003. Top predator control of plant biodiversity and productivity in an old-field ecosystem. *Ecology Letters* 6, 156-163.
- Schnepf, H.E., Cricmore, N., Vanrie, J., Lereclus, D., Baum, J., Feitelson, J., Zfider, D.R., Dean, D.H., 1998. *Bacillus thuringiensis* and its pesticidal crystal proteins. *Microbiol. Molec. Biol. Rev.* 62, 775-806.
- Sequiera, R.V., Playford, C.L., 2001. Abundance of *Helicoverpa* (Lepidoptera: Noctuidae) pupae under cotton and other crops in central Queensland: implications for resistance management. *Aust. J. Entomol.* 40, 264-269.
- Schellhorn, N.A., Andow, D.A., 1999. Cannibalism and interspecific predation: role of oviposition behavior. *Ecol. Appl.* 9, 418-428.
- Singh, N.P., Sihag, V., 2007. Seasonal variation in spider fauna in different habitats of Jhalana forest range. *Entomon* 32, 153-159.
- Smacluk, N.A., 1974. Red wood ants-active antagonists of the winter moth *Zashchita Rastenii* 1, 46.
- Smith, H.A., McSorley, R., 2000. Intercropping and pest management: A review of major concepts. *American Entomologist* 46, 154-161.

- Snyder, W.E., Ballard, S.N., Yang, S., Clevenger, G.M., Miller, T.D., Ahn, J.J., Hatten, T.D., Berryman, A.A., 2004. Complementary biocontrol of aphids by the ladybird beetle *Harmonia axyridis* and the parasitoid *Aphelinus asychis* on greenhouse roses. *Biological Control* 30, 229-235.
- Snyder, W.E., Ives, A.R., 2001. Generalist predators disrupt biological control by a specialist parasitoid. *Ecology* 82, 705-716.
- Soledad-Almada, M., Sosa, M.A., González, A., 2012. Araneofauna (Arachnida: Araneae) en cultivos de algodón (*Gossypium hirsutum*) transgénicos y convencionales en el norte de Santa Fe, Argentina. *Rev. Biol. Trop.* 60, 611-623.
- Solomon, M.E., 1949. The natural control of animal populations. *J. Anim. Ecol.* 18, 1-35.
- Soria, S., 1987. Lepidópteros defoliadores de *Quercus pyrenaica*, Willdenow, 1805. *Bol. San. Veg. Plagas* 7. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Soria, S., 1988. Relación de lepidópteros paleárticos defoliadores del género *Quercus* L. *Bol. San. Veg. Plagas* 14, 11-26.
- Soria, S., Notario, A., 1990. *Tortrix viridana* (L.) (Lepidóptero Tortricidae) una plaga de las encinas de problemático control. *Bol. San. Veg. Plagas*, 16, 247-262.
- Soria, F.J., Villagrán, M., Del Río, R., Ocete, M.E., 1994. Estudios prospectivos de los principales perforadores del alcornoque en la Sierra Norte de Sevilla. *Bol. San. Veg. Plagas* 20, 643-651.
- Srivastava, A.S., Katuyar, R.R., Upadhyay, K.D., Singh, S.V., 1989. *Canthecona furcellata* Wolff. (Hemiptera: Pentatomidae) predating on *Menochilus sexmaculata* (F.) (Coleoptera: Coccinellidae). *Indian J. Entomol.* 49, 558.
- Sunderland, K.D., 1987. Spiders in cereale Aphids in Europe. *Bull. SROP Groupe de travail "lutte intégrée en céréales"*. Gembloux, pp. 82-101.
- Sunderland, K., Samu, F., 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomol. Experim. Appl.* 95, 1-13.
- Svestka, M., 1977. The use of bacteria *Bacillus thuringiensis* Berl. for the biological control of *Operophtera brumata* L. and *Tortrix viridana* L. *Lesnictvi* 23, 875-892.
- Svestka, M., Vankova, J., 1980. Über die wirkung von *Bacillus thuringiensis* in kombination mit dem synthetischen pyrethroid ambush auf *Operophtera brumata*, *Tortrix viridana* und die insektenfauna auf eines eichenbestandes. *Anzeiger fur Schadlingskunde Pflanzenschutz Umweltschutz* 53, 6-10.
- Taylor, R.M., Bradley, R.A., 2009. Plant nectar increases survival, molting, and foraging in two foliage wandering spiders. *J. Arachnol.* 37, 232-237.
- Taylor, R.M., Pfannenstiel, R.S., 2009. How dietary plant nectar affects the survival, growth, and fecundity of a cursorial spider *Cheiracanthium inclusum* (Araneae: Miturgidae). *Environ. Entomol.* 38, 1379-1386.

- Thies, C., Tscharnkte, T., 1999. Landscape structure and biological control. *Agroecosyst. Sci.* 285, 893-895.
- Thompson, W.R., 1947. A catalogue of the parasites and predators of insect pest. The imperial parasite Service, Belleville, Ont. Canada.
- Tichy, V., 1981. Food of insectivorous birds in oak forest. *Potravní Pomery Hmyzozraveho Ptactva v, Dubinách a Jeho podíl na Konzumpci obadele. Totrix viridana* L. *pidalky Operopthera brumata* L. *Pr. Vuhum* 58, 229-254.
- Toft, S., 1999. Prey choice and spider fitness. *J. Arachnol.* 27, 301-307.
- Torres-Vila, L.M., Rodriguez-Molina, M.C., Lacasa-Plasencia, A., Bielza-Lino, P., 2002a. Insecticide resistance of *Helicoverpa armigera* to endosulfan, carbamates and organophosphates: the Spanish case. *Crop Protection* 21, 1003-1013.
- Torres-Vila, L.M., Rodriguez Molina, M.C., Lacasa Plasencia, A., Bielza Lino, P., Rodriguez del Rincon, A., 2002b. Pyrethroid resistance of *Helicoverpa armigera* in Spain: current status and agroecological perspective. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 55-66.
- Turnbull, A.L., 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annu. Rev. Entomol.* 18, 305-348.
- Turner, M., 1979. Diet and feeding phenology of the green lynx spider, *Peucetiaviridans* (Araneae: Oxyopidae). *J. Arachnol.* 7, 149-154.
- Uetz, G.W. 1992. Foraging strategies of spiders. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 155-159.
- Uetz, G.W., Halaj, J., Cady, A.B., 1999. Pitfall trapping in ecological studies of wandering spider. *J. Arachnol.* 27, 270-280.
- Urones, C., 1987. Distribución y ecología de las arañas en la provincia de Zamora. Instituto de estudios Zamoranos "Florian de Ocampo". *Anuario* 1986, pp. 67-122.
- Urones, C., Jerardino, M., Fernández, J.L., 1990. Estudio ecológico de las arañas epigeas (Araneae) en un encinar adhesado de *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.), *Boletín Asoc. esp. Entomol.* 14, 185-197.
- Van Den Berg, A.M., Dippenaar-schoeman, A.S., Schoonbee, H.J., 1990. The effect of two pesticides on spiders in South Africa cotton fields. *Phytophylactica* 22, 435-441.
- Vichitbandha, P., Wise, D.H., 2002. A field experiment on the effectiveness of spiders and carabid beetles as biocontrol agents in soybean. *Agric. Forest Entomol.* 4, 31-38.
- Vicioso, C., 1950. Revisión del género *Quercus* L. en España. *Monog. Inst. Invest. y Exp. Forestales*. Madrid.
- Viedma, G. de M., 1970. Manual de reconocimiento de lepidópteros. *Bol. Serv. Plagas Forest.* 25, 19-45.
- Vigne, J.D., 1997. *iles, vivre entre ciel et mero* Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris, pp. 127.

- Weidemann, G., 1978. Ueber die bedeutung von insekten im oekosystem laubwald. Mitt. Naturforsch. Ges. Schaffhausen 15, 1-35.
- Whitcomb, W.H., 1974. Natural populations of entomophagous arthropods and their effect on the agroecosystem. In: F.G. Maxwell, F.A. Harris (eds.), Proceedings of the Summer Institute on Biological Control of Plant Insects and Diseases. University Press of Mississippi, Jackson, MS, pp. 150-169.
- Whitcomb, W.H., Exline, H., Hite, M., 1963a. Comparison of spider populations of ground stratum in Arkansas pasture and adjacent cultivated field. Arkansas Acad. Sci. Proc. 17, 32-37.
- Whitcomb, W.H., Exline, H., Hunter, R.C., 1963b. Spiders of the Arkansas cotton field. Ann. Entomol. Soc. Am. 56, 653-660.
- Wilson, L.J., Bauer, L.R., Lally, D.A., 1998. Effect of early season insecticide use on predators and outbreaks of spider mites (Acari: Tetranychidae) in cotton. Bull. Entomol. Res. 88, 477-488.
- Wise, D.H., 1993. Spiders in Ecological Webs. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 328.
- Wise, D.H., 2006. Cannibalism, food limitation, intraspecific competition, and the regulation of spider populations. Annu. Rev. Entomol. 51, 441-465.
- Young, O.P., 1989. Field observations of predation by *Phidippus audax* (Araneae: Salticidae) on arthropods associated with cotton. J. Entomol. Sci. 24, 266-273.
- Young, O.P., Edwards, G.B., 1990. Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. J. Arachnol. 18, 1-27.
- Young, O.P., Lockley, T.C., 1985. The striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae: Oxyopidae), in agroecosystems. Entomophaga 30, 329-346.
- Young, O.P., Lockley, T.C., 1986. Predation of striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae: Oxyopidae), on tarnished plant bug, *Lygus lineolaris* (Heteroptera: Miridae): a laboratory evaluation. Ann. Entomol. Soc. Amer. 79, 879-883.
- Ysnel, F., 1992. Impact trophique et valeur bioindicatrice d'une population d'Araignées: exemple d'une espèce à toile géométrique *Larinioides cornutus* (Araneidae). Thèse de Doctorat, Université Rennes I, pp. 217.
- Ysnel, F., Ledoux, J.C., 1988. Données sur le cycle biologique de quelques araignées des terres Australes Françaises, Kerguelen, Crozet. Proc. 10ème Colloque Européen d'Arachnologie, Bull.Soc. Sci. Bretagne, 59 (FS. 1), 209-221.
- Zhao, J., 1993. Spiders in the cotton fields in China, pp. 552.
- Zhao, J., Liu, F., Chen, W., 1980. Preliminary studies of the life history of *Misumenops tricuspidatus* and its control of cotton pests. Acta. Zool. Sin. 26, 255-261.

## **Capítulo 10**

### **Anexo Fotográfico**

### Capítulo 3



Parcela de algodón en la finca experimental del Instituto de Agricultura Sostenible del CSIC de Córdoba



*Cheiracanthium pelasgicum* capturando una larva de *Helicoverpa armigera*



*Thomisus onustus* capturando una larva de *Helicoverpa armigera*



Manga entomológica para la recolección de ejemplares de arañas



Muestreo de arañas por golpeo de las plantas





*Cheiracanthium pelasgicum*



*Oxyopes lineatus*



*Philodromus laricum*

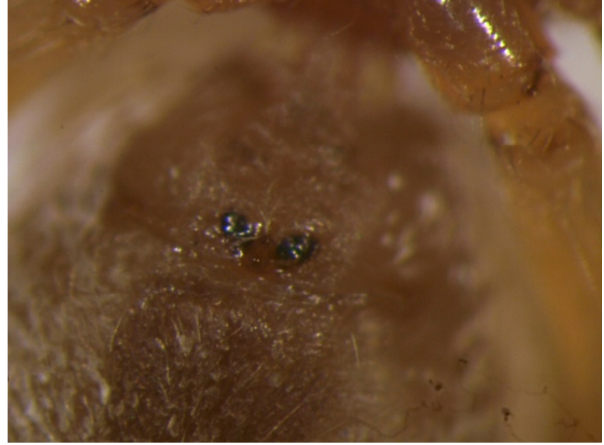


*Xysticus* sp.

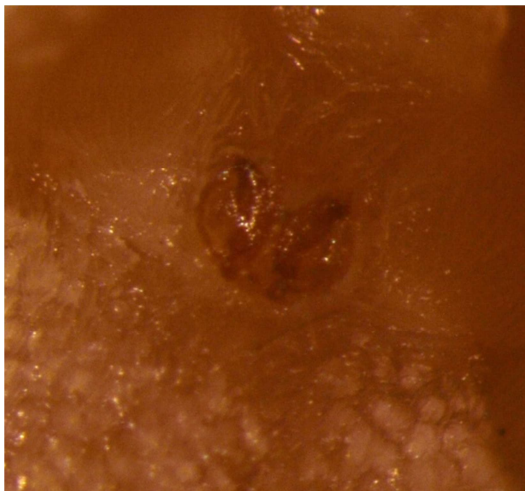




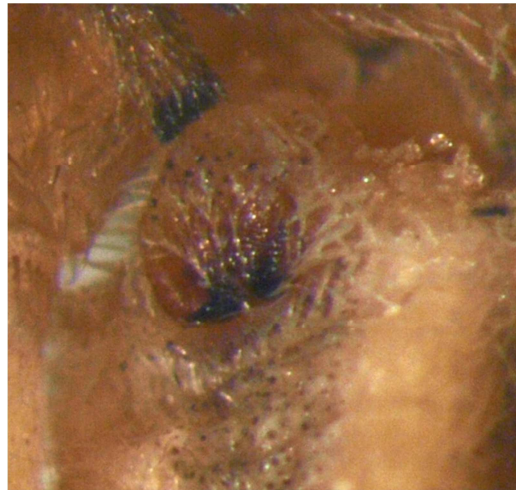
Epigino de *Cheiracanthium pelasgicum*



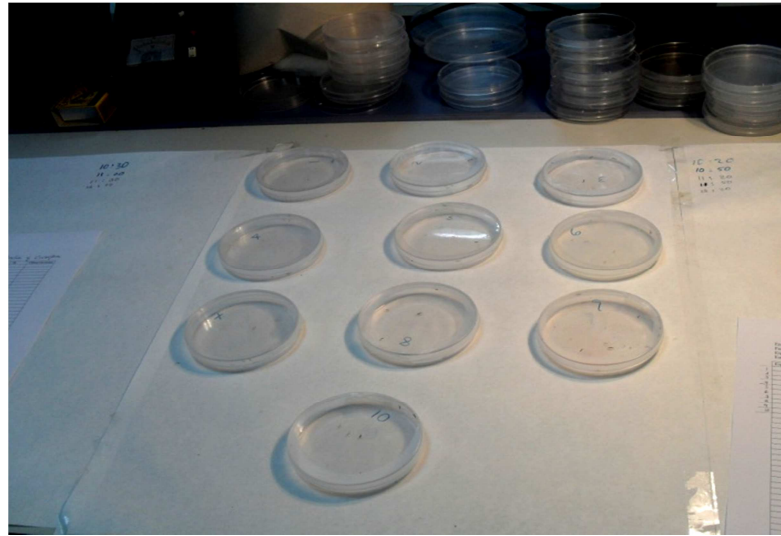
Epigino de *Oxyopes lineatus*



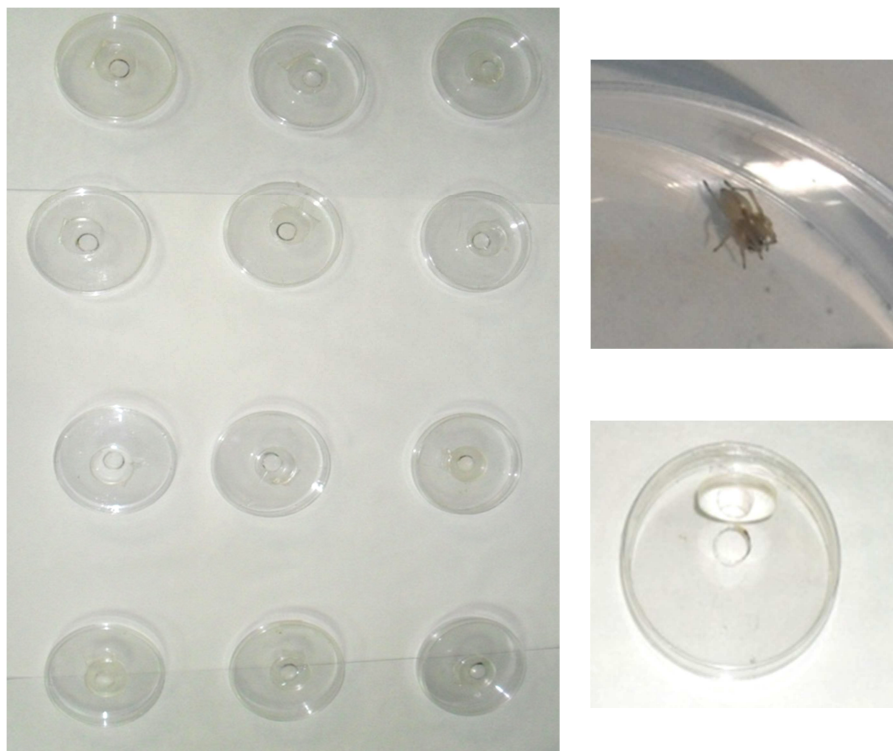
Epigino de *Philodromus laricium*



Epigino de *Tibellus oblongus*



Ensayo de no elección de presa: capacidad depredadora en larvas de lepidópteros

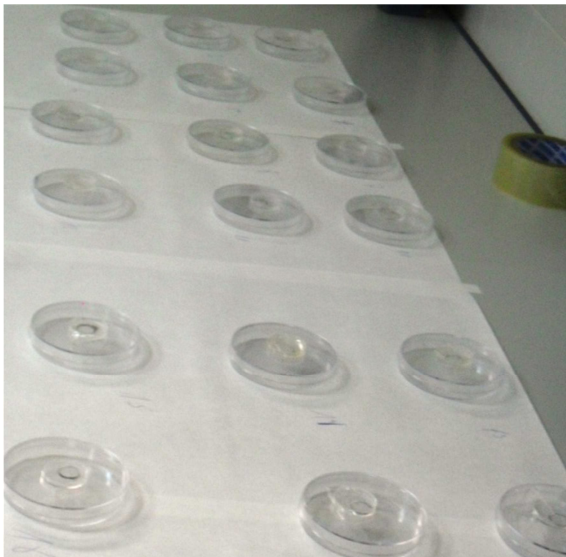


Ensayo de preferencia de presa entre larva de lepidóptero y *Drosophila melanogaster*

## Capítulo 4



Depredación de *Cheiracanthium pelagicum* sobre larva de *Chrysoperla carnea*



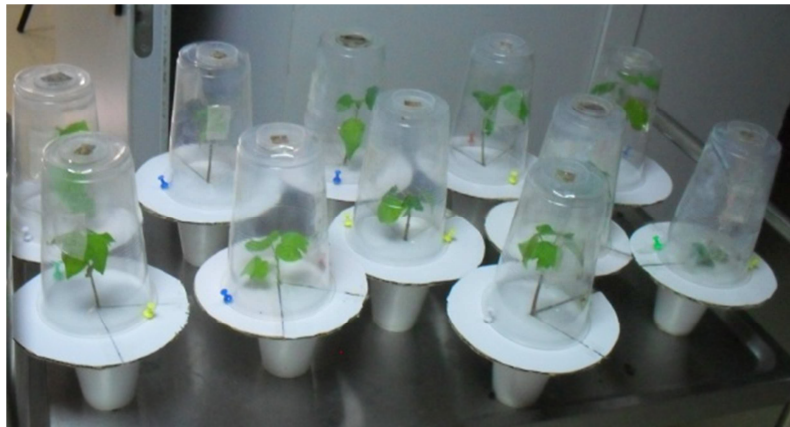
Ensayo de preferencia de presa de *C. pelagicum* entre larvas de *H. armígera* y *C. carnea*.



## Capítulo 5



Invernadero con las plantas de algodón usadas para los ensayos



Ensayo de depredación de *C. pelagicum* sobre huevos de *H. armigera*



Ensayo de acción conjunta de *C. pelagicum* y *Orius laevigatus* sobre huevos de *H. armigera*

## Capítulo 6



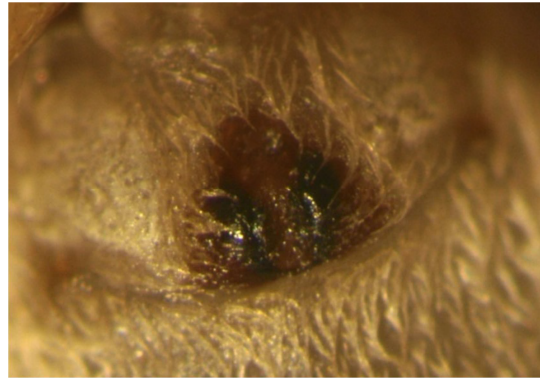
Encinar de dehesa en la finca Viñuela Alta de Adamuz (Córdoba)



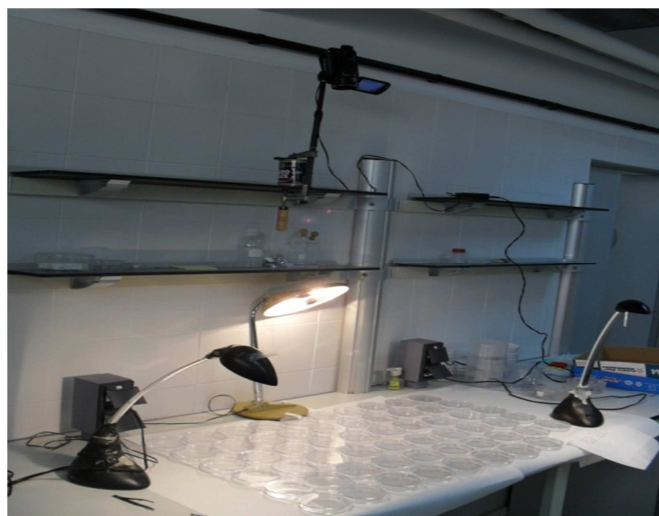
Vareo de encinas para la recogida de especies de arañas



*Philodromus buxi*



Epigino de *Philodromus buxi*



Ensayo de tiempo de reacción de *P. buxi* tratadas con insecticidas